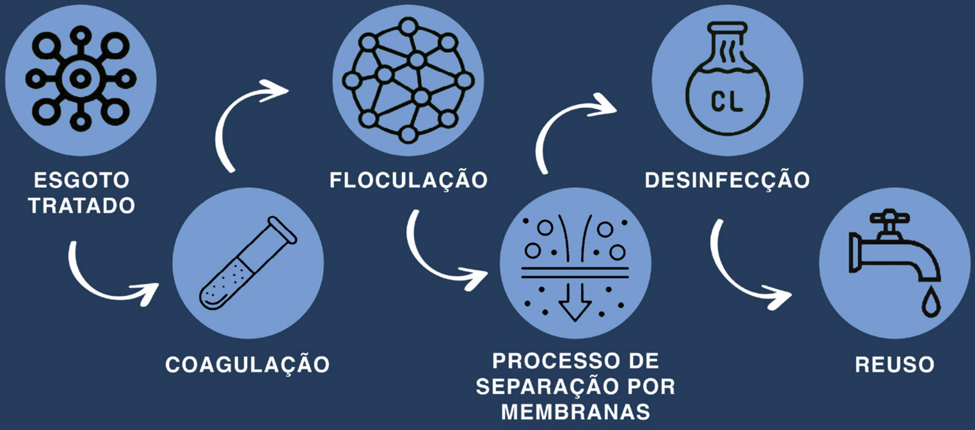
Lucas Fernando Fabro
Vandré Barbosa Brião

FLOCO-SEDIMENTAÇÃO seguida de processos de SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS

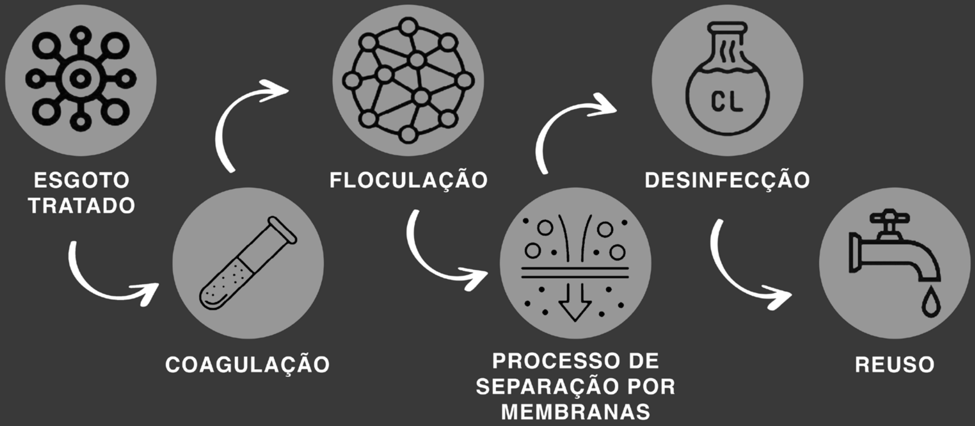


para tratamento de efluentes de lagos de estabilização visando o reuso

Atena Editora
Ano 2023

Lucas Fernando Fabro
Vandré Barbosa Brião

FLOCO-SEDIMENTAÇÃO seguida de processos de SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS



para tratamento de efluentes de lagos de estabilização visando o reuso

Atena Editora
Ano 2023

Editora chefe
Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira
Editora executiva
Natalia Oliveira
Assistente editorial
Flávia Roberta Barão
Bibliotecária
Janaina Ramos
Projeto gráfico
Camila Alves de Cremo
Luiza Alves Batista
Imagens da capa
iStock
Edição de arte
Luiza Alves Batista

CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA E ENGENHARIAS

Floco-sedimentação seguida de processos de separação por membranas para tratamento de efluentes de lagos de estabilização visando o reuso

Diagramação: Fernanda Jasinski
Correção: Yaiddy Paola Martinez
Indexação: Amanda Kelly da Costa Veiga
Revisão: Os autores
Autores: Lucas Fernando Fabro
Vandré Barbosa Brião

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

F131 Fabro, Lucas Fernando
Floco-sedimentação seguida de processos de separação por membranas para tratamento de efluentes de lagos de estabilização visando o reuso / Lucas Fernando Fabro, Vandré Barbosa Brião. – Ponta Grossa - PR: Atena, 2023.

Formato: PDF
Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader
Modo de acesso: World Wide Web
Inclui bibliografia
ISBN 978-65-258-1169-7
DOI: https://doi.org/10.22533/at.ed.697233103

1. Esgotos. I. Fabro, Lucas Fernando. II. Brião, Vandré Barbosa. III. Título.

CDD 628.3

Elaborado por Bibliotecária Janaina Ramos – CRB-8/9166

Atena Editora
Ponta Grossa – Paraná – Brasil
Telefone: +55 (42) 3323-5493
www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br

DECLARAÇÃO DOS AUTORES

Os autores desta obra: 1. Atestam não possuir qualquer interesse comercial que constitua um conflito de interesses em relação ao conteúdo publicado; 2. Declaram que participaram ativamente da construção dos respectivos manuscritos, preferencialmente na: a) Concepção do estudo, e/ou aquisição de dados, e/ou análise e interpretação de dados; b) Elaboração do artigo ou revisão com vistas a tornar o material intelectualmente relevante; c) Aprovação final do manuscrito para submissão.; 3. Certificam que o texto publicado está completamente isento de dados e/ou resultados fraudulentos; 4. Confirmam a citação e a referência correta de todos os dados e de interpretações de dados de outras pesquisas; 5. Reconhecem terem informado todas as fontes de financiamento recebidas para a consecução da pesquisa; 6. Autorizam a edição da obra, que incluem os registros de ficha catalográfica, ISBN, DOI e demais indexadores, projeto visual e criação de capa, diagramação de miolo, assim como lançamento e divulgação da mesma conforme critérios da Atena Editora.

DECLARAÇÃO DA EDITORA

APRESENTAÇÃO

O livro apresenta um estudo sobre o pós tratamento de esgoto urbano por processo convencional seguido de processos de separação por membrana, visando o reúso deste para diferentes finalidades.

O estudo aborda detalhadamente as etapas do processo de tratamento, desde a coleta da água residuária até a obtenção da água tratada para reúso. São discutidos os princípios teóricos por trás de cada etapa do processo, bem como as técnicas utilizadas para monitorar e controlar o processo de tratamento.

Enfatiza a importância do uso de membranas para a separação de sólidos e contaminantes dissolvidos, garantindo a qualidade da água para reúso. São abordados diferentes tipos de membranas e suas aplicações no tratamento de águas residuárias, além de discutir as vantagens e desvantagens de cada tecnologia, desafios e limitações.

Outro aspecto importante considerado pelo estudo é a questão do reuso da água. São apresentados usos potenciais para a água residuária tratada, como irrigação, recarga de aquíferos e uso em processos industriais, frente a parâmetros nacionais e internacionais de qualidade.

Por fim, o livro apresenta uma análise crítica dos resultados obtidos no estudo, discutindo enquadramento de água para o reúso, barreiras e oportunidades nesta temática.

SUMÁRIO

RESUMO

Adequar-se aos novos paradigmas que se apresentam é um desafio para os centros urbanos, tendo em vista que continuam crescendo, necessitam estruturar-se e buscar alternativas de atendimento as demandas de consumo de água que minimizem os danos ao ambiente e permitam a renovação de seus recursos. Neste contexto, os esgotos tratados têm um papel fundamental, podendo ser um substituto ao abastecimento de água para diversos fins não potáveis, e, se comprovada qualidade para usos prioritários, contribuindo no planejamento e na gestão sustentável dos recursos hídricos. O efluente gerado por processos convencionais de tratamento de esgoto em ETE (lagoas de estabilização), geralmente atende aos padrões de lançamento preconizados em legislação, todavia, contém inúmeros poluentes que precisam ser removidos para que se atinja qualidade suficiente para o reúso. Portanto, faz-se necessário o emprego de pós-tratamentos com vistas à melhoria de qualidade deste efluente possibilitando a prática do reúso, sendo que, sistemas integrados de tratamento (híbridos) têm sido considerados alternativas viáveis do ponto de vista técnico-econômico em relação aos sistemas tradicionais para se obter resultados mais expressivos em qualidade de águas para reúso, justificando sua adoção. Objetivou-se avaliar uma técnica integrada de tratamento de esgoto urbano, por processo físico-químico, seguido de separação por membranas. O estudo foi desenvolvido em escala laboratorial com efluente oriundo de estação de tratamento de esgoto por lagoas de estabilização. Foram realizados testes de jarro (Jar-Text) com utilização de sais inorgânicos, cloreto férrico e sulfato de alumínio, para determinação do melhor coagulante e sua concentração de dosagem. Após a determinação e seleção da melhor condição, foi realizada a floco-sedimentação para alimentação de um sistema piloto de separação por membrana submersa. Experimentos com membranas de MF ou UF, ambas em diferentes pressões de operação (10 kPa, 40 kPa). Os resultados denotam que a floco-sedimentação utilizando sulfato de alumínio com dosagem de 200 mg/L obteve melhor desempenho. A UF apresentou eficiência superior em comparação a MF em termos de remoção, obtendo melhor eficiência global. A integração de floco-sedimentação com UF a 40 kPa promoveu rejeições de SST, cor e turbidez acima de 95%, culminando em valores finais de concentração no permeado da ordem de 1 mg/L, 7 Hz e 2 UT, respectivamente. Foram atingidas rejeições entre 80% e 90% para DQO, DBO e fósforo, com concentrações finais no permeado de aproximadamente 30 mg/L, 7 mg/L e 1 mg/L, respectivamente. Obteve-se ainda, efetiva retenção de microrganismos, de modo que, não houve presença de coliformes totais e termotolerantes no permeado. Essa qualidade permite o reúso urbano restrito e irrestrito na irrigação de áreas verdes, limpeza de ruas, proteção contra incêndios, lavagem de roupas e veículos, descargas de bacias sanitárias e usos recreativos. A floco-sedimentação seguida de MF alcançou índices de remoção próximos ao de UF, exceto para coliformes, sendo também uma alternativa viável no ponto de vista técnico-econômico tendo em vista o significativo fluxo de permeado encontrado, superior ao de UF. Portanto, a combinação de coagulação e processos de separação por membranas mostrou-se uma alternativa benéfica para produção de água de reúso, a partir de esgoto doméstico tratado por sistema de lagoas de estabilização.

PALAVRAS-CHAVE:Esgoto Sanitário; Microfiltração, Ultrafiltração, Tratamento Físico-Químico, Reúso.

ABSTRACT

To adapt the new paradigms that present themselves is a challenge for the urban centers, considering that they continue growing, they need to be structured and to look for alternatives of attendance the demands of water consumption that minimize the damages to the environment and allow the renovation of Resources. In this context, treated sewage plays a key role and can be a substitute for water supply for various non-potable purposes and, if proven to be of priority quality, contributing to the planning and sustainable management of water resources. The effluent generated by conventional sewage treatment processes in STS generally meets the standards of release envisaged in legislation, however, it contains numerous pollutants that need to be removed in order to achieve sufficient quality for reuse. Therefore, it is necessary to use post-treatments in order to improve the quality of this effluent, allowing the practice of reuse, and combined or hybrid treatment systems have been considered technically and economically viable alternatives To traditional systems to obtain more expressive results in water quality for reuse, justifying its adoption. The objective of this study was to evaluate a combined technique of urban sewage after treatment, allowing the introduction of effluents with reusable quality, contributing to water sustainability, through physical-chemical treatment by flocculation-sedimentation with the use of inorganic salts for coagulation, followed membrane filtration, as an alternative after the biological treatment by ponds of the Araucária ETE of the city of Passo Fundo. The experimental conditions of the coagulation process were tested in the first stage of the research, using ferric chloride and aluminum sulphate to determine the best coagulant and its dosage concentration. After the determination and selection of the best condition, the coagulation was tested to feed a microfiltration and ultrafiltration system submerged under different vacuum pressures (10 kPa, 40 kPa). The results indicate that coagulation using aluminum sulphate at a dosage of 200 mg / L had better performance. UF presented superior performance in comparison to MF in terms of removal, obtaining better global efficiency. The combination of coagulation with UF at 40 kPa promoted TSS, color and turbidity rejections above 95%. Excellent rejections of dissolved materials present in organic matter, BOD, COD and phosphorus between 80% and 90% and effective retention of microorganisms so that there was no presence of total and thermotolerant coliforms in the permeate, allowing the adjustment of permeate quality for restricted urban reuse and unrestricted irrigation of green areas, street cleaning, fire protection, clothes and vehicles washing, discharges of sanitary basins and recreational uses. Coagulation followed by MF reached removal rates close to that of UF, except for coliforms, and it is also a viable alternative from a technical-economic point of view, considering the high flux found, high to UF. Therefore, the combination of coagulation and membrane separation processes has proved to be a beneficial alternative for the production of reuse water.
KEYWORDS: Sanitary Sewage; Microfiltration; Ultrafiltration; Physical-Chemical Treatment; Reuse

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AC	Acetato de celulose
$Al_2(SO_4)_3$	Sulfato de Alumínio
APHA	Associação Americana de Saúde Pública, na sigla em inglês
AWWA	Associação Americana de Obras de Água, na sigla em inglês
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DON	Nitrogênio Orgânico Dissolvido, na sigla em inglês
DP	Fósforo Dissolvido, na sigla em inglês
DRP	Fósforo Reativo Dissolvido, na sigla em inglês
EPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, na sigla em inglês
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
$FeCl_3$	Cloreto Férrico
MARM	Ministerio de Meio Ambiente, Meio Rural e Marino da Espanha
MF	Microfiltração
MO	Matéria Orgânica
NH_3-N	Nitrogênio Amoniacal
NOM	Materia Orgânica Natural, na sigla em inglês
NO_2-N	Nitrito
NO_3-N	Nitrato
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OR	Osmose Reversa
PSM	Processos de Separação por Membranas
PVC	Policloreto de Polivinila
SO_4^{2-}	Sulfato
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
UF	Ultrafiltração
UFC	Unidade de Formação de Colônias
UH	Unidade Hazen
UT	Unidad de Turbidez

INTRODUÇÃO

A pressão sobre os recursos hídricos acompanha o crescimento populacional. A demanda pela captação de maiores volumes para o consumo humano direto e indireto, que dá sustentação ao padrão de consumo da sociedade, intensifica a busca do desenvolvimento de práticas que estejam de acordo com os objetivos da sustentabilidade. Esta sustentabilidade engloba atividades economicamente viáveis, ecologicamente corretas e socialmente justas. Sob essa ótica, é necessário considerar a prática do reúso de águas como uma das boas opções para a problemática da oferta hídrica.

A garantia da oferta de água para todos os centros urbanos brasileiros é considerada estratégica, tendo em vista as perspectivas de desenvolvimento do país. O atendimento as necessidades básicas da população tem se tornado um desafio crescente ao longo dos anos, devido à grande diversidade climática, socioeconômica e de distribuição da população. Tudo isso tem influenciado significativamente na relação oferta e demanda de recursos hídricos nos centros urbanos, agravando o déficit entre aquilo que é consumido ou se prevê, e o que realmente se dispõe.

O atendimento à demanda de água realizada apenas com captação ascendente como expansão da oferta, e o descarte sem reaproveitamento, são uma pratica, claramente não sustentável. Há necessidade de se gerenciar os recursos hídricos, principalmente em grandes aglomerados populacionais, sob a premissa de escassez.

Os centros urbanos devem se adequar aos novos paradigmas, buscando alternativas de atendimento as demandas de consumo, mantendo-a em níveis que não comprometam a sustentabilidade hídrica, que minimizem os danos ao ambiente e permitam a renovação de seus recursos, ajudando a solucionar os problemas de escassez de água.

Os esgotos tratados têm um papel fundamental para a sustentabilidade. Eles podem ser um substituto para abastecimento de água para diversos fins não potáveis, e se comprovada qualidade para usos prioritários, contribuem no planejamento e na gestão sustentável, acrescentando uma dimensão econômica e socioambiental na proteção de mananciais. Emerge então, um grande interesse por tratamentos que confiram aos efluentes padrões de qualidade compatíveis com o reúso.

A capacidade de reutilizar o efluente sanitário traz benefícios positivos que podem incluir ainda o aumento da disponibilidade de água para o crescimento e melhora da produção agrícola, redução do consumo de energia associado à captação, tratamento e distribuição de águas de fontes alternativas, abastecimento industrial, entre outros, que justificam a implantação de técnicas e programas de reutilização.

Os sistemas de tratamento de esgotos sanitários, em geral, resultam em bons níveis de redução de matéria orgânica. No entanto, somente tratamentos avançados levam a uma significativa redução bacteriológica e a remoção de contaminantes que permitem reúso. Isto evidencia que as estações de tratamento de efluentes urbanos carecem de etapas de

pós-tratamento para melhorar a qualidade do efluente tratado, viabilizando o reúso deste para fins diversos. Logo, progredir nos estudos e aplicações de técnicas de tratamento de esgoto urbano para reúso é um fator decisivo no avanço da sustentabilidade hídrica, bem como, no gerenciamento apropriado de recursos e tecnologias disponíveis.

Assim, a problemática da pesquisa visa saber se os processos integrados de tratamento, físico-químico por floco-sedimentação com o uso de sais inorgânicos, seguido de separação por membranas, após o tratamento biológico por lagoas de estabilização, são capazes de adequar o efluente para reúso.

O reúso insere-se nos modernos conceitos de desenvolvimento sustentável, propagado em congressos, encontros e seminários mundiais, fazendo parte da estratégia global proposta pela Organização Mundial da Saúde (OMS) para a manutenção da integridade dos ecossistemas. As universidades de todo o mundo, dentre elas a UPF, por meio da Linha de Pesquisa Infraestrutura Sustentável do PPGeng, vem realizando pesquisas nesta área, preconizando o uso sustentável da água.

Neste contexto, o aperfeiçoamento de processos de tratamento, isolados ou integrados, tem contribuído para melhoria da qualidade de águas e efluentes. A utilização de pós-tratamento físico-químico isolado para remoção de contaminantes em efluentes sanitários contribuiu com a minimização de componentes eutrofizantes e matéria orgânica, conforme pesquisas realizadas por Fabreti (2006) e Bacarin (2011), bem como, a utilização de processo de separação por membranas apresentou resultados satisfatórios para reúso não potável de esgoto doméstico nos estudos feitos por Barbosa (2009) e Bonamigo (2014).

A junção de um processo físico-químico com um processo de separação por membranas (PSM), denominados de processos integrados ou processos híbridos, podem levar a resultados mais expressivos em tratamento para reúso devido à probabilidade do efeito sinérgico dos dois processos, conforme demostrado nas pesquisas desenvolvidas por Dialynas e Diamadopoulos (2008), Vidal e Campos (2009); Ihab e Mohd (2014) e Brião (2015), onde os principais resultados estão associados a melhora na separação de material coloidal, aumento do fluxo de permeado e redução da formação de *fouling* sendo uma promissora alternativa para produção de água de reúso. Haja vista que o processo de floco-sedimentação permite a transformação de grande parte do material coloidal e dissolvido em fração particulada a qual é mais eficientemente removida nas membranas, este se apresenta como importante ferramenta para que os fenômenos de colmatação possam ser minimizados nos PSM.

Baseado nestes elementos a hipótese desta pesquisa está ancorada na aplicação de processos integrados de tratamento para a melhoria de qualidade de efluentes visando o reúso, fazendo parte da linha de pesquisa Infraestrutura Sustentável do PPGeng, apresentando a continuidade de um grupo que desenvolve seus trabalhos em torno do tema sustentabilidade ambiental.

A Linha de Pesquisa Infraestrutura Sustentável tem como cerne o saneamento

ambiental, com estudos científicos ligados a inter-relação que se estabelece entre infraestrutura e meio ambiente. Este documento é integrante desta linha pesquisa, que ao longo dos últimos anos, desenvolveu inúmeros trabalhos dentre os quais pode-se citar: Goellner (2010), Menegaz (2011), Baccarin (2011), Rattova (2012), Molossi (2013), Bonamigo (2014), Basso (2014), Brião (2015), Miorando (2015), Pavan (2016), dentre outros, que focalizaram temáticas de tratamento de efluentes domésticos e industriais, voltados para melhoria de qualidade destes, para a prática do reúso, bem como, para a otimização ou refinamento de processos de tratamento, contribuindo para o desenvolvimento sustentável.

O presente estudo foi desenvolvido em escala piloto (experimentos laboratoriais), com efluente oriundo de Estação de Tratamento de Esgoto por lagoas de estabilização, (ETE Araucária da cidade de Passo Fundo) composta por lagoa anaeróbia, facultativa e de maturação.

O objetivo deste trabalho foi propor uma alternativa para melhora no balanço hídrico de comunidades urbanas, por meio de um processo integrado de pós-tratamento de esgoto urbano, combinando floco-sedimentação com separação por membranas, visando o reúso. Para tal foram traçados os seguintes objetivos específicos:

a. Caracterizar o efluente sanitário;
b. Testar diferentes tipos de coagulantes, bem como suas concentrações de dosagem;
c. Avaliar o emprego de MF e UF para o polimento final do efluente, em diferentes pressões de operação (10 e 40 kPa);
d. Confrontar as concentrações finais do permeado com as recomendações de bibliografias nacionais (FIESP, 2005), bem como, de normas internacionais (MARM, 2007; EPA, 2012) para água de reúso.

REVISÃO BIBLIOGRAFICA

Neste capítulo são apresentados os fundamentos teóricos necessários para o desenvolvimento e compreensão do trabalho proposto.

1 I EFLUENTE DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Existem inúmeros processos para o tratamento de esgoto, individuais ou combinados; sendo que a decisão pelo processo a ser empregado deve considerar, principalmente, as condições do curso d´água receptor (estudo de autodepuração e os limites definidos pela legislação ambiental) e da característica do esgoto bruto gerado. É necessário certificar-se da eficiência de cada processo unitário e de seu custo, além da disponibilidade de área (VON SPERLING, 2005; JORDÃO; PESSÔA, 2011).

O tratamento de efluentes objetiva remover sua carga poluidora ao ponto deste não agravar a qualidade do corpo hídrico receptor e cumprir a legislação vigente. Nesta orientação se inserem os sistemas biológicos de tratamento (aeróbios e anaeróbios), sendo comumente empregado ao efluente sanitário o processo de tratamento por lagoas de estabilização, por alternativas econômicas, de clima, facilidade de operação e disponibilidade de área, que favoreceram sua implantação ao longo dos anos (VON SPERLING, 1996).

Andrade Neto (1997) afirma que, no Brasil, os primeiros registros de lagoas de estabilização surgiram na década de 60. Já na década de 70, ocorreu sua difusão em vários estados brasileiros, tendo-se firmado como processo de tratamento de esgoto mais usual e largamente empregado em todo o território nacional.

O processo de tratamento por lagoas de estabilização é simples, constitui-se unicamente por processos naturais. Microrganismos e algas que se utilizam da matéria orgânica como fonte de energia para seus processos vitais de respiração e síntese (NUVOLARI, 2011).

Ainda que, encontrem-se inúmeras vantagens e facilidades atribuídas para a implantação de lagoas de estabilização, a manutenção e operação são essências para gerar efluente final com qualidade satisfatória, resultante da estabilização da matéria orgânica, realizados pela oxidação bacteriana e/ou redução fotossintética das alagas (PIVELLI, 2004).

Utiliza-se lagoas de estabilização para o tratamento de águas residuárias sujeitas a biodegradação, desde que estas não contenham substâncias tóxicas aos microrganismos compreendidos no processo, e possibilitem a obtenção de efluentes finais com qualidade requerida para atender aos padrões estabelecidos em diferentes finalidades (SILVA, 1992).

As concentrações médias esperadas de diversos parâmetros de qualidade provenientes de esgotos domésticos de sistema de tratamento composto por lagoa anaeróbia, seguida por facultativa e sequenciada por lagoa de maturação, são apresentados

na Tabela 1.

Parâmetro	Valor Médio	Unidade
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	100 – 180	mg/L
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	40 – 70	mg/L
Sólidos Suspensos Totais (SST)	50 – 80	mg/L
Amônia	10 – 15	mg/L
Nitrogênio Total (NTK)	15 – 20	mg/L
Fósforo Total	< 4	mg/L
Coliformes Termotolerantes	$10^2 – 10^4$	UFC/100mL

Tabela 1 – Concentrações médias de efluentes de esgotos domésticos pelo sistema de lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação.

Fonte: Chernicharo et al. (2006)

Todavia, é essencial que os fatores que influenciam na qualidade do efluente gerado (operação e manutenção) se deem de forma ininterrupta e eficiente, caso contrário, a baixa eficiência com relação à remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), bem como, de matéria orgânica, devidos principalmente a excessiva presença de algas, (contribuem como fonte de matéria orgânica e de nitrogênio e fósforo na forma orgânica), prejudicam a qualidade do efluente comprometendo muitas vezes, o atendimento aos padrões de lançamento preconizados pela legislação e a pratica do reúso de águas.

Oliveira e Sperling; (2005) avaliaram o comportamento de 166 ETE`s em operação no país, fornecendo informações reais de desemprenho de seis processos de tratamento, dentre eles lagoas de estabilização. As tecnologias de tratamento selecionadas para o estudo foram: fossa séptica seguida de filtro anaeróbio (FS+FA), lagoas facultativas (LF), lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas (LAN+LF), lodos ativados (LA), reatores UASB sem pós-tratamento e seguidos de um pós-tratamento (UASB+PÓS). Os resultados médios em termos de qualidade do efluente gerado e da eficiência alcançada na remoção de constituintes como DBO, DQO, SST (Sólidos Suspensos Totais), NTK (Nitrogênio Total Kjeldahl), PT (Fósforo Total), e CF (Coliformes Fecais) são apresentados na Tabela 2.

Constituinte		Un.	FS +FA	LF	LAN +LF	LA	UASB	UASB + PÓS
DBO	Afluente	(mg/L)	665	553	510	315	371	362
	Efluente	(mg/L)	292	136	89	35	98	42
	Eficiência Remoção	%	59	75	82	85	72	88
DQO	Afluente	(mg/L)	1398	1187	1095	575	715	713
	Efluente	(mg/L)	730	525	309	92	251	141
	Eficiência Remoção	%	51	55	71	81	59	77
SST	Afluente	(mg/L)	479	430	411	252	289	334
	Efluente	(mg/L)	165	216	153	57	85	51
	Eficiência Remoção	%	66	48	62	76	67	82
NTK	Afluente	(mg/L)	78	69	78	47	43	
	Efluente	(mg/L)	61	38	45	22	48	
	Eficiência Remoção	%	24	44	39	50	-13	
PT	Afluente	(mg/L)	9	9	11	3	7	7
	Efluente	(mg/L)	7	4	7	1	6	5
	Eficiência Remoção	%	30	46	36	46	-1	23
CF*	Afluente	(mg/L)	$2,6x10^7$	$5,3x10^7$	$2,0x10^8$	$3,7x10^7$	$1,2x10^8$	$1,8x10^8$
	Efluente	(mg/L)	$5,3x10^6$	$1,2x10^6$	$4,3x10^5$	$1,3x10^5$	$3,4x10^7$	$9,7x10^6$
	Eficiência Remoção	%	0,9	1,6	2,2	2,0	0,6	2,8

Tabela 2 - Concentrações e eficiências médias de remoção dos diversos constituintes

Fonte: Oliveira e Sperling; (2005)

* Para coliformes, os valores referem-se à média geométrica das concentrações.

No panorama geral, as modalidades de tratamento apresentaram inconstâncias nas concentrações afluentes e efluentes, considerando todos os constituintes analisados. Há disparidade nos dados disponibilizados pelas ETE`s, mesmo dentro de categorias ou tipologias similares. Os dados são comparados com as faixas de concentrações afluentes reportadas na literatura, (valores de concentrações afluentes considerados típicos para esgotos brutos) e as obtidas no estudo (faixa de concentrações efetivamente observadas em escala real), onde se verifica que, de uma maneira geral, os esgotos afluentes apresentaram uma concentração média mais elevada do que usualmente expresso na literatura (OLIVEIRA; SPERLING, 2005).

Tornam-se então necessários outros tratamentos complementares, que possibilitem a remoção total ou parcial dos níveis de contaminantes; sendo os processos físico-químicos uma opção. São comumente usados no tratamento de água de abastecimento, mas tem-

se estudado a utilização desta tecnologia isolada ou em paralelo com outras para o pós-tratamento de efluentes domésticos e industriais (SANTOS, 2006).

Na presente pesquisa, recorreu-se à utilização de processo físico-químico à base de floco-sedimentação, seguida de filtração por membranas, objetivando-se melhoraria na qualidade geral do efluente, permitindo a pratica do reúso, sendo estes processos detalhados a seguir.

2 I PROCESSOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO

O termo coagulação química, abrange todas as reações e mecanismos envolvidos na desestabilização química de partículas coloidais e na formação de partículas maiores por meio da floculação pericinética (METCALF; EDDY, 2003).

O processo de coagulação envolve a aplicação de produtos químicos para a precipitação de compostos em solução e desestabilização de suspensões coloidais de partículas sólidas. É constituído de duas fases: a primeira consiste na coagulação propriamente dita, onde à adição de coagulantes químicos com a finalidade de reduzir as forças que mantem separadas as partículas em suspensão; a segunda é a fase de floculação, que promove colisões entre as partículas previamente desestabilizadas na coagulação, por efeito de transporte de fluido, formando partículas de maior tamanho (RICHTER, 2009).

"Quando são adicionados sais de ferro ou alumínio tanto a água quanto ao esgoto, geralmente ocorrem, concorrentemente, precipitação e coagulação" (SANTOS, 2006). A etapa de coagulação ocorre por agitação rápida, onde o agente coagulante ao entrar em contado com o efluente hidrolisa, reagindo com a alcalinidade natural da água, formando hidróxidos. Estes por sua vez, produzem íons positivos em solução, que são os responsáveis pela desestabilização das cargas negativas dos coloides, o que reduz o potencial zeta a pontos próximos à zero, também chamado de ponto isoelétrico (NUNES, 2004).

As partículas coloidais presentes em sistemas aquáticos naturais em geral desenvolvem cargas elétricas negativas na interface, devido à adsorção de íons e reações químicas na superfície. A maioria dos colóides na natureza tem carga negativa, e a magnitude dessa carga determina a estabilidade do colóide (Di Bernardo, 1993). Dessa forma, forças elétricas repulsivas atuam sobre os colóides, tendendo manter estável a suspensão e dificultando a sedimentação (YOSHIDA, 2005; RICHTER, 2009).

O potencial zeta é utilizado para avaliar a estabilidade e a tendência à floculação de sistemas coloidais, sendo considerado um parâmetro plausível para medir a magnitude das interações repulsivas entre partículas coloidais. A medida do potencial zeta, ou potencial eletrocinético, corresponde à determinação da carga eletrostática superficial de pequenas partículas sólidas dispersas em água (PAVANELLI, 2001).

A Figura 1 ilustra uma representação de partícula coloidal negativa, com uma nuvem

de cargas positivas ao seu redor.

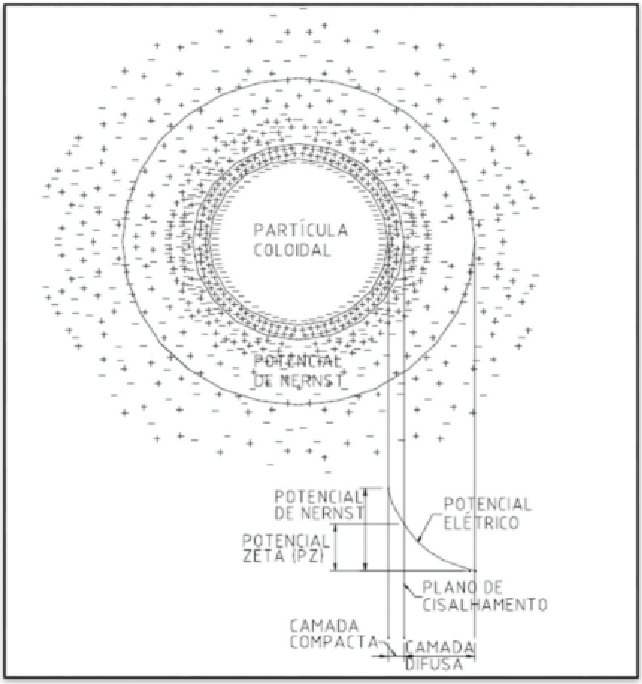


Figura 1 - Camadas elétricas de uma partícula coloidal

Fonte: Pavanelli (2001)

No plano de cisalhamento da camada dos íons positivos se inicia a camada difusa, ou camada de *Gouy-Chapman*, onde a concentração de íons diminui com o aumento da distância em relação à superfície da partícula (DE ASSIS, 2006). A camada difusa resulta da atração eletrostática de contra-íons, da repulsão eletrostática de íons de carga igual à da partícula e da difusão térmica ou molecular. Em função da distribuição de cargas da partícula, ao longo da camada difusa desenvolve-se uma diferença de potencial que é responsável por manter as partículas de cargas similares afastadas, evitando a agregação das mesmas (MARGUTTI et al. 2008).

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), o tamanho das partículas coloidais geralmente encontradas nos esgotos é tal que as forças de atração (Forças de Van der Waals) entre elas são consideravelmente menores do que as forças de repulsão elétrica, produzindo uma barreira de energia (potencial), sob tais condições o movimento causado pelo constante bombardeamento das partículas coloidais pelas moléculas de água (movimento Browniano) as mantém em suspensão impedindo a agregação e consequentemente a formação de flocos.

A Figura 2 ilustra através de um gráfico as forças de atração e repulsão representadas respectivamente pelas forças de Van der Waal e pelo Potencial Zeta, onde é possível observar através força resultante que predominam forças de repulsão.

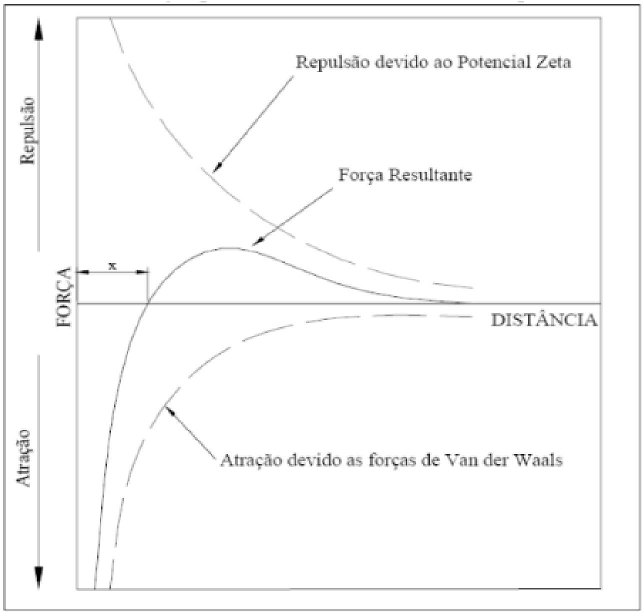


Figura 2 - Gráfico energia potencial de interação entre as partículas coloidais

Fonte: Pavanelli (2001)

São definidos quatro diferentes mecanismos para desestabilização de partículas coloidais carregadas que podem ocorrer em decorrência do uso de produtos químicos na coagulação (FABRETI, 2006). São eles:

a) compressão da camada difusa – Ocorre um aumento da densidade das cargas ao redor da partícula diminuindo assim a dupla camada.

b) adsorção e neutralização de cargas – Consiste na formação de espécies hidrolisadas e insolúveis com cargas opostas capazes de neutralizar e adsorver na superfície das partículas coloidais, permitindo a coagulação.

c) varredura – Com adição de uma quantidade de coagulante suficiente para tornar o meio líquido supersaturado, ocorre a formação de hidróxidos metálicos que durante a precipitação formam flocos que capturam as partículas coloidais.

d) Formação de pontes – Ocorre quando se adiciona compostos orgânicos sintéticos ou naturais, que possuem sítios ionizáveis ao longo da cadeia, que desestabilizam as partículas coloidais.

A compreensão das diferenças entre os mecanismos é importante, pois em função do produto químico adicionado se processam dosagens diferenciadas, bem como, relações

estequiométricas particulares (SANTOS, 2006). A predominância de um mecanismo de coagulação depende do valor do pH de coagulação, do coagulante usado e sua dosagem, das características de qualidade do efluente, da carga e da concentração das partículas (MARGUTTI et al. 2008).

Os sais mais utilizados como coagulantes são os de ferro e de alumínio. Mais especificamente, o sulfato de alumínio, que tem fórmula química $Al_2(SO_4)_3\ nH_2O$, em que "n" representa aproximadamente 14 a 18 moléculas de água de cristalização; o cloreto férrico $FeCl_3\ 6\ H_2O$ e o sulfato férrico $Fe_2(SO_4)_3$ (RICHTER, 2009).

Para cada coagulante existe uma zona de pH ótima, onde ocorre o máximo de precipitação. Os sais de ferro têm algumas vantagens relativamente aos sais de alumínio, tais como a formação de flocos mais pesados e a possibilidade de utilização para uma gama de pH mais ampla (MCCONHACHIE et al., 1999 *apud* MOLOSSI, 2013).

A escolha do coagulante adequado depende da natureza da água a tratar, do custo e da facilidade de obtenção, em termos comerciais e físicos. A eficácia do coagulante depende também de outros fatores, tais como, quantidade de coagulante, presença de certos íons, tempos de reação, temperatura e agitação (condiciona a homogeneidade da solução) (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A Tabela 3 apresenta alguns dos coagulantes mais utilizados e suas faixas ótimas de pH.

Coagulante	**pH**
Sulfato de alumínio	5,0 - 8,0
Cloreto férrico	5,0 - 11,0
Policloreto de Alumínio	6,0 - 8,5

Tabela 3 – Faixas ótimas de pH para cada coagulante

Fonte: Rasões (2008) apud Molossi (2013)

As estequiometrias das reações que ocorrem com a adição de sulfato de alumínio, sulfato férrico e cloreto férrico no tratamento de águas naturais e residuárias de acordo com Richter, (2009), são demostradas a nas Equações (1) a (5):

a) Sulfato de Alumínio

$$Al_2(SO_4)_3 + 6\,H_2O \rightarrow 2\,Al\,(OH)_3 \downarrow\ + 6\,H^+ + 3\,SO_4^{-2} \qquad (1)$$

Na presença de suficiente alcalinidade natural,

$$HCO_3^- + H^+ \rightarrow H_2CO_3 \quad (2)$$

$$Al_2(SO_4)_3\,14\,H_2O + 3\,Ca(HCO_3)_2 \rightarrow 2\,Al(OH)_3 \downarrow + 3\,CaSO_4 + 6\,H_2CO_3 + 14\,H_2O \quad 3)$$

b) Sulfato férrico

Na presença de suficiente alcalinidade natural,

$$Fe_2(SO_4)_3 + 3\,Ca\,(HCO_3)_2 \rightarrow 2\,Fe\,(OH)_3 \downarrow + 3\,CaSO_4 + 6\,CO_2 \quad (4)$$

c) Cloreto férrico

Na presença de suficiente alcalinidade natural,

$$2\,FeCl_3\,6\,H_2O + 3\,Ca\,(HCO_3)_2 \rightarrow Fe\,(OH)_3 \downarrow + 3\,CaCl_2 + 6\,CO_2 + 6\,H_2O \quad (5)$$

Nas equações estequiométricas apresentadas, o produto final é o hidróxido de alumínio [AL(OH)$_3$ e hidróxido de ferro [*Fe*(OH)$_3$]. Se a alcalinidade natural é insuficiente então outro alcalinizante pode ser adicionado, como por exemplo, cal, soda cáustica e carbonato de sódio, alterando a estequiometria das reações.

O conhecimento da solubilidade das diversas espécies hidrolisadas de ferro ou alumínio presentes em diferentes valores de pH e alcalinidade é de grande importância na eficiência do processo, pois os mecanismos da coagulação dependem da concentração de cada espécie na solução (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

Em termos práticos, o que realmente interessa no processo de coagulação e floculação são a dosagem e a condição ótima para aplicação do coagulante, uma vez que as etapas subsequentes dependem desta, para a formação de flocos grandes e com densidade suficiente para a sedimentação (MIERZWA; HESPANHOL, 2005; BACARIN, 2011).

A floculação é o segundo estágio do processo físico-químico, onde as partículas coloidais já estabilizadas são colocadas em contato para que ocorra a formação de flocos, onde a mistura se dá em etapa lenta, com gradiente de velocidade situada entre 20 s e 80 s. (FARIA, 2006; BACARIN, 2011). Para a condição de estabilidade são considerados dois aspectos: a) estrutura da interface sólido-líquido; b) forças entre duas interfaces quando próximas entre si (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A etapa lenta tem por objetivo dar tempo para que os coágulos formados na etapa anterior possam colidir mutuamente formando flocos maiores. Por isso, o excesso de agitação seja no tempo ou no gradiente de velocidade pode causar ruptura dos flocos comprometendo a eficiência do processo de floculação (FABRETI, 2006).

A floculação pode ser influenciada por vários fatores tais como: concentração do

coagulante; pH; alcalinidade; tipo e concentração de íons no meio líquido; heterogeneidade de uma suspensão em relação ao tipo, tamanho e fração de volume de partículas; o tipo de reator incluindo o grau de mistura e variação na escala e intensidade da turbulência (AYOUB, 1996 *apud* MENEGAZ, 2011).

A utilização de coagulantes para polimento do efluente de lagoas de estabilização apresenta-se atualmente como uma solução rápida e de baixo custo de implantação, podendo produzir efluentes de excelente qualidade. Aliado ao polimento físico-químico, a regeneração e reciclo dos coagulantes presentes no lodo gerado nas Estações de Tratamento de Água e Esgoto (ETA/ETE) se apresenta como uma interessante opção nos casos em que o lodo possua aptidão à regeneração (MOLOSSI, 2013).

A aplicação de coagulação/floculação e sedimentação isoladamente como pós-tratamento de esgoto sanitário, vem sendo empregada principalmente após os processos biológicos, (lagoas de estabilização, lodo ativado, reatores UASB) geralmente para remoção de matéria orgânica, componentes eutrofizantes e substancias húmicas. Conforme demostrado nas pesquisas de Jayaprakash et al (2007) e Diamadopoulos et al (2007) que relataram a utilização de coagulação/floculação como um método de pós-tratamento para reator UASB, testando o desempenho dos coagulantes, cloreto férrico, sulfato férrico, sulfato de alumínio e policloreto de alumínio (PAC), em termos de DBO, sólidos em suspensão, nutrientes e remoções coliformes, atingindo resultados satisfatórios de remoção.

Fabreti (2006) avaliou o pós-tratamento de esgoto sanitário oriundo de lagoas de estabilização por meio de um sistema de fluxo contínuo, em escala piloto, de coagulação, floculação e decantação lamelar para a separação de sólidos, onde obteve os melhores resultados de remoção para os parâmetros DQO, SST, clorofila, coliformes e fósforo para o efluente da lagoa facultativa.

Bacarin (2011) aplicou pós-tratamento físico-químico por coagulação/floculação e sedimentação com o uso de sais inorgânicos (cloreto férrico, sulfato de alumínio, óxido e cloreto de cálcio), como uma alternativa após o tratamento biológico convencional do efluente sanitário de uma ETE (Estação Tratamento de Esgoto) da Universidade de Passo Fundo. Os resultados alcançados denotam a minimização da matéria orgânica e nutrientes como o fósforo, atingindo os objetivos do estudo e contribuindo de maneira significativa a um despejo menos impactante no corpo hídrico receptor.

Estudos semelhantes aplicados para pós-tratamento de esgoto sanitário utilizando coagulantes químicos, além da reutilização de lodo como coagulante, foram investigados por Marguti et al, (2008), Gualberto, (2009), Tyagi et al, (2010), Nair; Ahammed, (2015) e Oladoja, (2015).

Os processos de coagulação-floculação e sedimentação são universalmente conhecidos e amplamente utilizados como pré-tratamento e pós-tratamento de águas residuais oriundas de diversos setores da indústria, bem como, para o tratamento de esgoto

e águas de abastecimento público em todo o mundo.

A sedimentação é a etapa subsequente da coagulação-floculação e tem por objetivo separar da água os flocos formados, sendo este processo abordado a seguir.

3 I PROCESSO DE SEDIMENTAÇÃO

A sedimentação é uma operação física em que as partículas suspensas com densidade superior à do meio líquido apresentam movimento descendente devido à ação da gravidade. O principal objetivo da sedimentação é produzir um efluente clarificado (SPERLING, 1996).

A ocorrência da sedimentação das partículas suspensas favorece a separação das fases líquida e sólida. A teoria da sedimentação está fundamentada no fato de que qualquer partícula não coloidal, suspensa em um meio líquido em repouso e de menor massa específica, adquire aceleração pela ação da gravidade até que as forças de resistência viscosa e de deformação do líquido sejam iguais à resultante do peso efetivo da partícula (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; FARIA, 2006).

Basicamente, existem quatro tipos distintos de sedimentação, sendo elas: sedimentação discreta, sedimentação floculenta, sedimentação por zona e sedimentação por compressão (FABRETI, 2006; RICHTER, 2009).

O tipo de sedimentação representada no presente estudo é a sedimentação floculenta; durante o processo ocorrem colisões entre as partículas coloidais formando agregados maiores e com velocidade variável, tendo, portanto, suas características (forma, tamanho e densidade) alteradas quando a água é mantida por um período de tempo suficientemente adequado (tempo de detenção hidráulica) para estabilização e sedimentação, semelhante ao que ocorre nos dispositivos decantador/sedimentador de estações de tratamento de água e efluente (MIERZWA; HESPANHOL, 2005).

Após a passagem pelo decantador/sedimentador ainda estão presentes na água partículas em suspensão que não foram removidas. Dessa forma, comumente adota-se um processo complementar de separação, normalmente a filtração (JORDÃO; PESSÔA, 2011). Neste estudo os processos de coagulação-floculação e sedimentação são empregados como pré-tratamento para os processos de separação por membranas de MF e UF, conforme detalhado a seguir.

4 I PROCESSOS DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS

Os processos de separação por membranas (PSM) estão associados ao fluxo de água através da membrana, que por sua vez é dependente de uma cadeia de fatores que, em conjunto, compõem a resistência da membrana à filtração. Tais fatores compreendem a porosidade da membrana, a espessura da membrana, o diâmetro dos poros, fenômenos

operacionais, camadas de material detido na superfície das membranas, conjuntos de sais precipitados e formação de biofilmes (MULDER, 1996; SCHNEIDER; TSUTIYA, 2001). Estas características tornam o PSM distinto e suas especificidades são elucidadas nesta revisão.

4.1 Considerações gerais

O desenvolvimento dos processos de separação por membranas (PSM) e suas aplicações são relativamente recentes, apesar de os estudos envolvendo os fenômenos de separação por membranas terem iniciado há mais de um século (HABERT, BORGES, NOBREGA, 2006). A tecnologia de separação por membranas vem evoluindo consideravelmente ao longo das duas últimas décadas, fornecendo alternativas eficazes para a purificação de águas de abastecimento, bem como, para o tratamento de águas residuais e efluentes industriais oriundos de indústrias de alimentos, bebidas e biotecnologia. (BASILE; CASSANO; RASTOGI, 2015).

A tecnologia de membranas para o tratamento de água e águas residuais representa uma importante ferramenta para um crescimento significativo na proteção ambiental. Nos últimos 100 anos de tratamento de água e águas residuais para residências e empresas, nenhuma outra nova tecnologia foi introduzida oferecendo tantos efeitos positivos, como a tecnologia membranas, na opinião de Pinnekamp e Friedrich (2006).

A definição de uma membrana é muito ampla. De forma simplificada é definida como uma barreira seletiva entre duas fases homogéneas. A Figura 3 apresenta um esquema de definição do processo de separação por membranas.

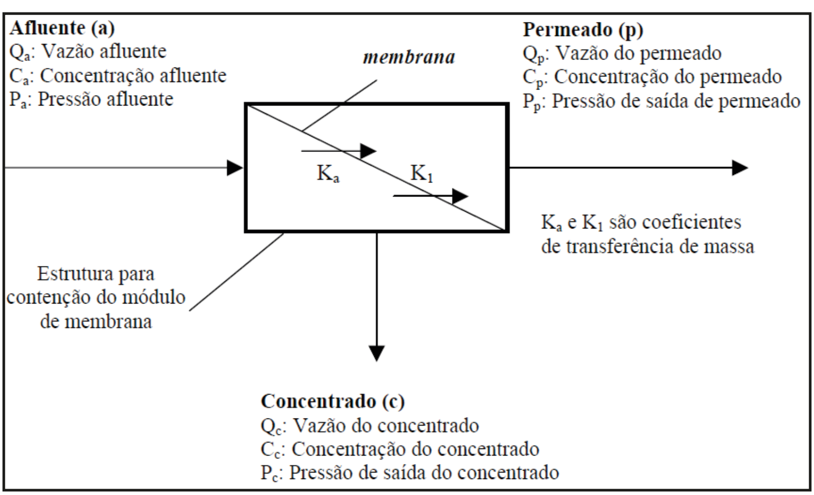


Figura 3 - Esquema de definição do processo de separação por membranas

Fonte: Vidal (2006)

A seguir são exemplificados alguns conceitos e definições encontrados na bibliografia:

a) A membrana é uma barreira fina capaz de separar substâncias com base em as suas propriedades físicas e químicas quando se aplica uma força motriz (AWWA, 1998).

b) Para a finalidade de reutilização de água, uma membrana é uma barreira que permite a separação de componentes de interesse da água. Para muitos processos a membrana atua de modo a rejeitar poluentes, que podem ser suspensos ou dissolvidos, e permitir que a água purificada atravesse por ela (JUDD, 2003).

c) Processo de separação por pressão no qual partículas em suspensão são rejeitadas por uma barreira, principalmente através de um mecanismo de exclusão de tamanho, que tem uma eficiência de remoção mensurável e que pode ser verificada por meio da aplicação de um teste de integridade direta (EPA, 2005).

d) A IUPAC (2014) apresenta as membranas como estruturas que possuem dimensões laterais muito superiores á espessura, por meio das quais ocorre o transporte de massa sob a influência de força motriz.

Na filtração tangencial por membranas (*Cross Flow Filtration*), a vazão do efluente se separa em duas linhas diferentes, designadas de permeado e concentrado, de modo que a alimentação escoa paralelamente, enquanto que o permeado é transportado transversalmente, ambos em relação à superfície da membrana. O concentrado é parte que fica enriquecida com solutos ou sólidos retidos pela membrana e o permeado é a parcela que passa através da membrana. Na filtração frontal (*Dead End Filtration*) de soluções, suspensões ou emulsões, os materiais retidos acumulam-se na superfície da membrana. Este é um modo de operação transiente, pois a concentração de soluto adjacente à membrana aumenta com o tempo (DA SILVA, 2010; FAPI, 2015).

Para aplicações de tratamento de águas submersas ou superficiais, bem como, para águas residuais, os cinco principais processos de separação por membranas são: a microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF), osmose reversa (OR) e eletrodiálise (ED) (MIERZWA; HESPANHOL, 2005).

Para que ocorra a separação, é necessário o transporte através da membrana. Em PSM existem três formas básicas de transporte de massa. A forma mais simples é o chamado "transporte passivo", que pode ser convectivo e/ou difusivo. A segunda forma de transporte de massa através da membrana é o chamado "transporte facilitado". A terceira forma de transporte é o chamado "transporte ativo" (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006; DIEL, 2010).

Dependente da membrana empregada, a pressão transmembrana (PTM) varia entre 0,1 e 70 bar (10 e 7.000 kPa), em casos especiais, é de até 120 bar (12.000 kPa). A seletividade é uma característica decisiva e importante para a eficiência econômica de um PSM. A seletividade descreve a capacidade de uma membrana para diferenciar

entre os componentes de uma mistura e, assim, para separar uma fase a partir da outra (PINNEKAMP; FRIEDRICH, 2006).

O transporte de massa em uma membrana é um processo de não equilíbrio, é convencionalmente descrito por equações fenomenológicas (lei de Fick), que relacionam os fluxos de material com as forças motrizes correspondentes, ou seja, um gradiente de concentração. Um gradiente de concentração através de uma membrana pode resultar não somente em um fluxo de matéria, mas, sob determinadas condições, também no acúmulo de uma diferença de pressão hidrostática; este fenômeno é chamado de osmose. (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006; DIEL, 2010).

Para que ocorra o transporte de uma espécie através de uma membrana é necessária à existência de uma força motriz agindo sobre a mesma. Os PSM utilizam como força motriz o gradiente de potencial químico, associado ou não com o gradiente de potencial elétrico. Em geral, o gradiente de potencial químico pode ser expresso em termos de gradiente de pressão e de concentração (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006; BONAMIGO, 2014, BRIÃO, 2015). Os PSM cuja força motriz é o gradiente de pressão são elucidados a seguir.

4.2 Processos de separação por membranas cuja força motriz é o gradiente de pressão

Diferentes modos de operação e forças motrizes podem ser empregados para o transporte dos permeantes em processos de separação por membranas (PSM). A força motriz mais utilizada é o gradiente de pressão. A microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose inversa (OI) são exemplos de processos que utilizam o gradiente de pressão como força motriz (BAKER, 2004).

A Figura 4 apresenta uma visão geral dos processos de separação por membranas que utilizam o gradiente de pressão como força motriz, em termos de compostos, respectivas dimensões e pressões aproximados.

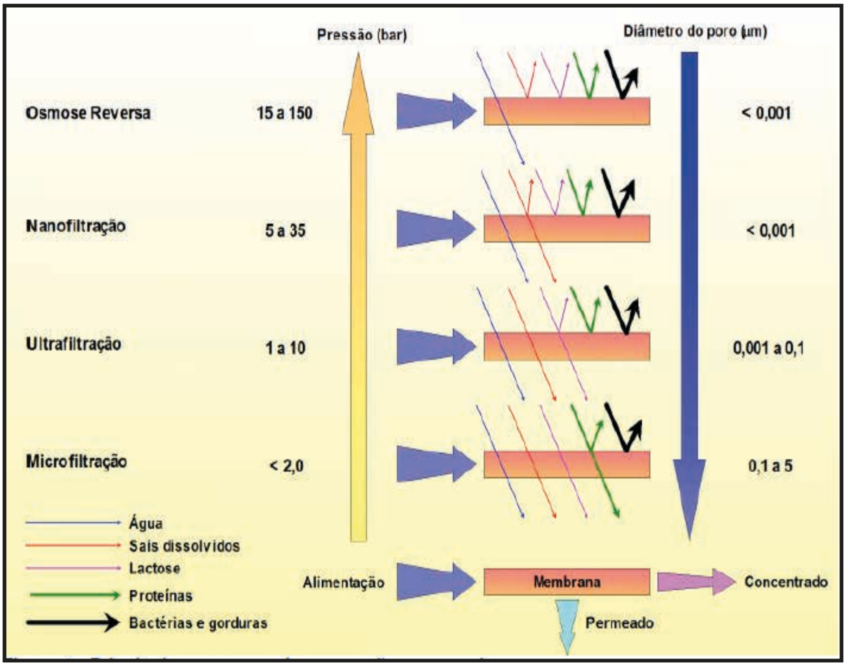


Figura 4 - Faixas de medida separadas por PSM que utilizam gradiente de pressão como força motriz

Fonte: Mierzwa e Hespanhol (2005)

As membranas menos seletivas estão associadas com a MF e podem rejeitar material particulado, por um mecanismo de exclusão por tamanho, enquanto, as membranas mais seletivas estão associadas com osmose reversa (OR) e podem rejeitar cargas monovalentes de íons, como o sódio (Na+) e cloreto (Cl-) (SÁNCHEZ, 2013).

Metcalf e Eddy (2003) apontam que os sistemas de membranas filtrantes cuja força motriz é o gradiente de pressão podem ser operados de três formas, de acordo com o fluxo de permeado e pressão aplicada. Os sistemas podem ser operados com fluxo constante e pressão variável. No segundo modo, a pressão é mantida constante, sendo permitida a variação do fluxo. A terceira alternativa permite a variação de fluxo e da pressão.

Na operação de PSM, uma bomba é usada para pressurizar o efluente (ou para gerar vácuo), para alimentação do módulo, sendo uma válvula instalada no canal do concentrado para regular a pressão de alimentação. Em sistemas de microfiltração e ultrafiltração por sucção, uma bomba centrífuga cria pressão negativa no canal de permeado e a filtração se dá do exterior para o interior da membrana, impulsionada pelo diferencial de pressão entre as duas zonas (FAPI, 2015).

Maiores pressões de operação tendem aumentar a vazão de permeado, porém, é sempre importante avaliar essa variável operacional de acordo com o tipo de fluido a ser tratado, já que o aumento de pressão pode ocasionar a compactação do *fouling* levando a diminuição da permeabilidade e da vida útil da membrana (BRIÃO, 2015).

4.3 Geometria e aspectos construtivos

A geometria da membrana representa a maneira como ela é montada e orientada em relação ao fluxo da água, sendo crucial para determinar o desempenho global do processo, conforme ilustra a Figura 5. Basicamente três configurações de membranas são mais aplicadas atualmente. Estas configurações são baseadas em duas geometrias, planas e cilíndricas e incorporam membranas de fibra oca, folha ou placa plana e tubular capilar (SÁNCHEZ, 2013).

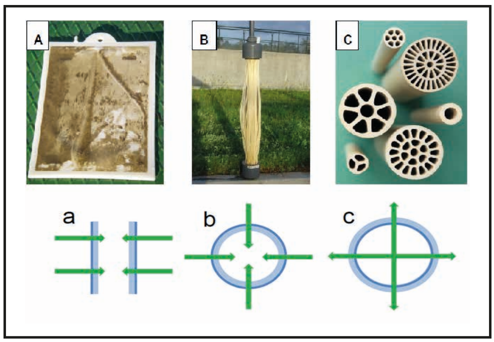


Figura 5 - Diagramas esquemáticos que mostram o fluxo através da membrana, configurados como: placa ou folha plana (a), fibra oca (b) e tubular (C).

Fonte: Sánchez (2013)

As membranas de microfiltração e ultrafiltração são as que possuem maior diversidade de configurações, materiais, arranjos e aplicações (BONAMIGO, 2014). As membranas devem ter resistência mecânica e química suficientes, bem como, serem resistentes à incrustação e procedimentos de limpeza. Portanto, as membranas têm de suportar variações de temperatura, pH e concentrações de produtos químicos aplicados durante a limpeza química (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006; SÁNCHEZ, 2013; FAPI, 2015).

Parâmetros de natureza morfológica e parâmetros relativos às suas propriedades de transporte são normalmente empregados para caracterizar as membranas. Quanto à morfologia, as membranas podem ser classificadas como: isotrópicas (simétricas) ou anisotrópicas (assimétricas) (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006). As membranas anisotrópicas ainda podem ser classificadas em: 1) integrais: quando as duas regiões são compostas pelo mesmo material, ou 2) compostas: quando um material diferente da matriz polimérica é usado para sua formação (BONAMIGO, 2014; BRIÃO, 2015).

Em função da aplicação para qual se destinam as membranas podem ser classificadas como: densas e porosas, conforme ilustrado Figura 6. Tanto as membranas densas como as porosas podem ser isotrópicas ou anisotrópicas, ou seja, podem ou não apresentar as mesmas características ao longo de sua espessura (HABERT; BORGES;

NOBREGA, 2006).

As membranas de MF e UF podem ser consideradas como porosas, pois, seu grau de seletividade depende tamanho de poro. Já as membranas de NF e OR geralmente são consideradas como membranas densas, uma vez que o grau de seletividade não depende somente do tamanho dos poros, mas também de outros fatores, tais como a difusão, convecção e solubilidade (SÁNCHEZ, 2013).

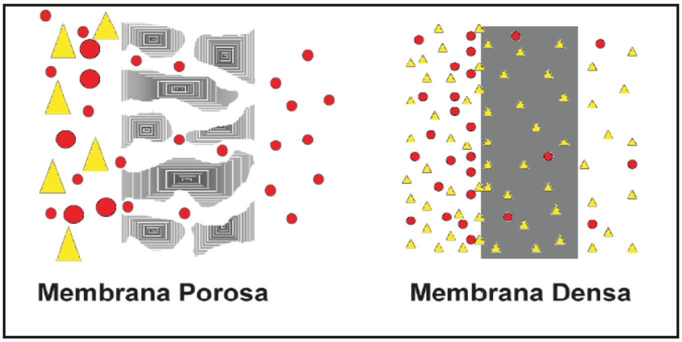


Figura 6 - Representação de membrana porosa e membrana densa

Fonte: Adaptado de Habert; Borges; Nobrega, (2006)

Vários materiais de membrana estão disponíveis para os PSM. A escolha do material da membrana afeta a viabilidade e sustentabilidade da operação de filtração, e, portanto, deve ser selecionado com base nos requisitos de aplicação específicos. Existe uma grande variedade de geometrias de membranas disponíveis, dependendo da técnica de formação e da forma escolhida no processo de fabricação (PINNEKAMP; FRIEDRICH, 2006).

Membranas artificiais sintéticas podem ser fabricadas de material polimérico orgânico ou inorgânico (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006; TELLES; COSTA, 2010). Materiais poliméricos orgânicos possuem elevada versatilidade, podendo ser obtidos pela síntese ou extração de produtos naturais. Apresenta consideráveis forças intermoleculares permitindo boas propriedades mecânicas, facilidade de formar filmes auto suportáveis e coesão (FAPI, 2015).

Tendo em vista a grande variedade de geometrias, módulos e materiais construtivos, o processo de separação por membranas pode ter arranjos variados, trazendo vantagens e limitações para sua aplicação, conforme destacado a seguir.

4.4 Aspectos positivos e limitações do processo de separação por membranas

Os PSM chegaram a aplicações comerciais pelas vantagens apresentadas por esta tecnologia, em relação aos processos convencionais. Algumas delas podem ser destacadas, tais como: (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006; TELLES; COSTA, 2010; BONAMIGO, 2014; FAPI, 2015; BRIÃO, 2015):

a) Economia de Energia - Promovem a separação sem que ocorra mudança de fase. Neste sentido os PSM são energeticamente vistos positivamente.

b) *Seletividade* - Esta é uma característica importante dos PSM. Em algumas aplicações estes processos se apresentam como a única alternativa técnica de separação;

c) *Remoção de bactérias*, com ou sem adição de coadjuvantes químicos;

d) *Sistemas compactos* de tratamento;

e) *Água ultrapura* para propósitos industriais;

f) *Pode ser economicamente viáve*l para pequenos sistemas de abastecimento de águas.

g*)Separação de Compostos Termolábeis* - Geralmente os PSM são operados à temperatura ambiente, podendo ser aplicados no fracionamento de misturas envolvendo compostos termossensíveis.

h*) Relativa Simplicidade de Operação* e *"Scale-up"*.

O aumento da rigidez imposta pelas regulamentações ambientais nas últimas décadas tem contribuído decisivamente para o crescente emprego dos PSM. Os PSM apresentam algumas limitações que vem sendo exaustivamente estudadas para o aprimoramento desta tecnologia, algumas delas são: (TELLES; COSTA, 2010; BONAMIGO, 2014; FAPI, 2015; BRIÃO, 2015):

a) *Custo elevad*o: É uma tecnologia com custo de implantação elevado. Porém, os custos associados à aplicação desta tecnologia vêm sendo consideravelmente reduzidos,

b) *Desenvolvimento de uma camada de solutos* (e outras espécies que se pretende remover ou concentrar) que pode proporcionar resistência ao fluxo permeado;

c) *Muitas membranas estão propícias ao ataque químico*;

d) *Corrente de concentrado pode apresentar dificuldade para disposição final* para alguns componentes, no entanto, alguns podem ser reutilizados;

e*) A necessidade de troca periódica dos módulos.* Porém, com as pesquisas na área de desenvolvimento de membranas, a frequência de substituição dos módulos vem reduzindo significativamente nos últimos anos.

Os processos de microfiltração e ultrafiltração apresentam inúmeras das vantagens citadas e são amplamente utilizados para o tratamento de águas residuárias e no meio industrial, sendo caracterizados a seguir.

4.5 Microfiltração e Ultrafiltração

Em muitos casos, os PSM são mais rápidos, eficientes e econômicos quando comparados a processos convencionais de separação A eficiência de microfiltração e

da ultrafiltração está relacionada com a diferença de tamanho do poro da membrana e a partícula a ser removida (FAPI, 2015).

A retenção física de material particulado é o principal mecanismo de rejeição em membranas de microfiltração e ultrafiltração. Tal fato é explicado pela deposição de materiais na superfície e no interior das membranas, ou mesmo devido ao efeito de compactação ou degradação química de constituintes químicos que compõem a estrutura da membrana. (BONAMIGO, 2014).

Os processos de MF e UF são similares em nível da separação dos compostos do meio aquoso. O modelo poro-fluxo (*pore-flow*) é mecanismo que melhor explica a separação por membranas de MF e UF, pois ao contrário do modelo de solução-difusão não apresenta uma teoria unificada, tendo em vista que o mecanismo de separação encontra-se fortemente relacionado a gama de materiais e estruturas, que resultam em diferenças nos detalhes morfológicos e topológicos do poro (MULDER, 1996; EPA, 2005; TELLES; COSTA, 2010; BRIÃO, 2015).

Ambas as membranas de UF e MF pode ser consideradas membranas porosas nas quais a rejeição é determinada principalmente pelo tamanho e forma dos solutos em relação ao tamanho dos poros na membrana. No entanto, uma diferença importante é que as membranas UF têm uma estrutura assimétrica com uma camada superior mais densa (menor tamanho dos poros e a porosidade da superfície inferior) e, consequentemente maior resistência hidrodinâmica (MULDER, 1996; TELLES; COSTA, 2010; BONAMIGO, 2014).

As aplicações típicas dos processos de MF e UF para o tratamento de águas residuais incluem: separação de lodo ativado e água; desinfecção; pós-tratamento de reatores UASB e lagoas de estabilização; remoção de fosfato após precipitação, entre outros (PINNEKAMP; FRIEDRICH, 2006).

As membranas de MF e UF também atuam como uma proteção das membranas de NF e de OR, utilizadas comumente para dessalinização e desmineralização de água. Neste caso, elas eliminam todo material em suspensão da água bruta, possibilitando também aumento do desempenho e da vida útil das membranas de NF e OR (FAPI, 2015).

São usadas membranas MF e UF extensivamente na esterilização a frio de bebidas e produtos farmacêuticos; indústria de alimentos na clarificação de suco de frutas, vinhos e cerveja (filtração bebidas); na indústria de lacticínios (leite, queijo etc...), filtração do sangue e tratamento (hemodiálise), purificação de proteínas, separações de polímeros, indústria metalúrgica (tratamento de pintura) e indústria têxtil (remoção de corante e tratamento de efluentes) separação de bactérias de água (tratamento biológico de águas residuais); tratamento de efluente; separação de emulsões de óleo/água; pré-tratamento antes que os processos de nanofiltração ou osmose reversa, entre outros (KUMAR; ISMAIL, 2015).

No processo de separação por microfiltração pode-se conseguir ainda um

concentrado com volume inferior a 5% do volume alimentado, com uma concentração de sais que pode atingir a 70% em sólidos (TELLES; COSTA, 2010; MIERZWA; HESPANHOL, 2005).

Em sistemas de microfiltração e ultrafiltração por sucção, uma bomba centrífuga cria pressão negativa no canal de permeado e a filtração se dá do exterior para o interior da membrana, impulsionada pelo diferencial de pressão entre as duas zonas (BRIÃO, 2015).

A incrustação ou colmatação é um dos principais problemas associados com a aplicação de processos de separação por membranas para o tratamento de águas residuais (MENG ET AL, 2009; DREWS, 2010). Esse fenômeno é explicado a seguir.

4.6 Colmatação e Incrustação (*Fouling*)

A incrustação diminui a permeabilidade de uma membrana, limita fluxo e reduz a vida útil dos módulos de membrana, aumentando, assim, o capital e os custos operacionais dos sistemas de filtração (MENG et al, 2009). Esta pode ser entendida como a deposição indesejável de microrganismos, coloides, precipitados orgânicos e inorgânicos, solutos e restos celulares na superfície da membrana ou no interior dos seus poros (SÁNCHEZ, 2013).

Um fator chave no desempenho das membranas de ultrafiltração é a polarização de concentração (BRIÃO, 2015). A polarização de concentração acarreta uma queda no fluxo permeado, todavia quando se alcança o estado estacionário, tem-se a estabilização desta. Na prática verifica-se que mesmo quando o estado estacionário é alcançado o fluxo permeado continua a cair em função do tempo de operação. Este fato é resultado do agravamento da polarização de concentração, acarretando a formação da colmatação ou fouling na membrana (SILVA, 2010).

Drews (2010) complementa que a incrustação na sua forma rigorosa é a cobertura da superfície da membrana (externa e interna) por depósitos adsorvidos ou que simplesmente acumulam durante o funcionamento. No entanto, o termo é frequentemente usado para agrupar todos os fenômenos que conduzem a uma perda da permeabilidade, promovendo maior gasto energético ou limpezas químicas frequentes.

A colmatação de uma forma geral pode ser classificada em dois grupos: como irreversível ou reversível. Incrustações reversíveis ocorrem devido à deposição externa de material e podem ser removidas por meios físicos, tais como a retro lavagem, lavagem com ar e relaxamento, a obstrução irreversível refere-se à incrustação que só pode ser removida por uma limpeza química (LI et al., 2008; DREWS, 2010).

Neste aspecto devem ser implementadas estratégias de limpeza para remover o material colmatado e restaurar a produtividade. Nos casos em que a colmatação não é reversível, é necessário trocar as membranas (SÁNCHEZ, 2013).

Em aplicações que as membranas são utilizadas para separar macromoléculas ou soluções coloidais, o fluxo cai repentinamente dentro de segundos, tipicamente a 0,1

$cm^3/cm^2\cdot min$. Esta redução imediata no fluxo de permeado ocorre pela formação de uma camada de gel de solutos retidos sobre a superfície da membrana, devido à polarização de concentração (BAKER, 2004).

Os principais mecanismos da incrustação estão associados à adsorção de material coloidal dentro dos poros da membrana (constrição do poro), ao entupimento dos poros por partículas individuais, semelhantes em tamanho (bloqueio de poro) e pela acumulação completa de partículas rejeitadas na superfície da membrana (formação de torta). Em resumo a incrustação é resultado dos efeitos globais de polarização de concentração, adsorção, e camada de torta ou deposição (KUMAR; ISMAIL, 2015).

A colmatação ou *fouling*, por serem resultados de fenômenos complexos relativamente recentes na literatura, não são ainda completamente esclarecidos e carecem por não possuir tradução técnica própria para a língua portuguesa. O termo colmatação pode ser utilizado na língua portuguesa como tradução técnica conveniente para *fouling*, ou seja, um processo que causa a perda da eficiência da membrana devido à deposição de substâncias suspensas ou dissolvidas em sua superfície externa ou interna. O termo Incrustação assume a tradução técnica conveniente para *scaling*, ou seja, uma colmatação que envolve a cristalização de sais pouco solúveis e fortemente aderentes (SILVA, 2010).

Uma classificação de colmatação é apresentada no Quadro 1 a seguir.

TIPO DE COLMATAÇÃO		**AGENTES COLMATANTES**
Inorgânica	Coloidal	Argilominerais, sílica coloidal, hidróxidos de ferro e alumínio.
	Particulada	Óxidos metálicos de ferro, alumínio, magnésio.
	Incrustação *(Scaling)*	Sais dissolvidos de baixa solubilidade (sulfato, carbonato e fluoreto de cálcio)
Orgânica	Coloidal	Proteínas, taninos, ácidos húmicos e fúlvicos.
	Não-Coloidal	Polissacarídeos, óleos, polímeros.
Microbiológica	Biocolmatação *(Biofouling)*	Microrganismos (bactérias, fungos, algas).

Quadro 1 - Classificação dos tipos de colmatação e seus agentes

Fonte: Adaptado de Santos (2012)

No entanto, a classificação de incrustação orgânica sobrepõe-se àquelas de incrustação coloidal e bioincrustação. Além das macromoléculas, os contaminantes orgânicos podem incluir colóides orgânicos. Além disso, a bioincrustação pode ser considerada como uma forma biológica de incrustação orgânica, enquanto a OM derivada de detritos celulares derivados microbiologicamente pode ser considerada como uma forma abiótica de bioincrustação

Um conceito relativamente recente na minimização de incrustação é a utilização de coagulantes/floculantes tais como sulfato de alumínio, cloreto férrico, policloreto de alumínio ou sulfato férrico (ZHANG ET AL., 2008; KWEON ET AL., 2009; TELI ET AL., 2012, SÁNCHEZ, 2013). A adição de adsorventes, tais como carvão ativado granular e carvão ativado em pó, foram também empregados para melhorar o desempenho da filtração através da adsorção de biopolímero (REMY ET AL., 2010; SÁNCHEZ, 2013).

Os polímeros orgânicos são amplamente utilizados como floculantes em pré-tratamento por microfiltração. No entanto, o papel dos floculantes poliméricos no entupimento de membranas permanece em grande parte desconhecida, seu impacto no desempenho destes sistemas ainda não foi bem compreendido. Estudos realizados por Wang, et al.; (2012) e Wang et al.; (2013) demonstraram que a utilização de polímeros orgânicos podem causar potenciais incrustações. Estes investigaram a incrustação causada por polímeros usados no tratamento de água em membranas de MF de diferentes geometrias, materiais construtivos e modos de operação, levando em consideração, os efeitos das características moleculares dos polímeros, as propriedades de superfície das membranas, condição da solução e concentração do polímero na incrustação da membrana.

Os resultados mostraram incrustações nas membranas de microfiltração em baixas concentrações de polímero, as interações entre polímeros e seus efeitos na incrustação das membranas dependeram fortemente do tamanho molecular e da carga do polímero. Polímeros de alto peso molecular carregados positivamente causaram maior incrustação. A adição de polímero resultou em partículas floculares de tamanho maior e aumento na remoção de matéria orgânica dissolvida, no entanto, a incrustação foi agravada em todos os casos analisados, atribuída ao polímero residual, e a fixação de partículas na superfície da membrana (WANG, ET AL., 2011; WANG ET AL., 2013).

Portanto, considerando-se o potencial de incrustação da membrana, bem como, a pequena melhora na qualidade da água tratada quando os polímeros são usados, tem de ser cuidadosamente avaliada a aplicação destes no pré-tratamento para microfiltração (WANG ET AL., 2013).

4.7 Floco-sedimentação seguida de MF e UF: Sistema Integrado

Um sistema de membrana integrado / híbrido é um processo que combina uma unidade de filtração de membrana (microfiltração / ultrafiltração / nanofiltração) com outros processos tais como coagulação, adsorção e troca iónica. Alternativamente, pode ser uma combinação de diferentes membranas no mesmo sistema com um processo convencional (ANG ET AL., 2015).

As tecnologias de membranas filtrantes têm sido utilizadas com sucesso no tratamento avançado de águas residuárias, gerando efluentes que atendem a padrões de emissão restritivos e que ainda apresentam amplas potencialidades para reúso. Todavia, a principal limitação deste processo é a colmatação das membranas, fenômeno esse que

pode ser minimizado por diversas alternativas, como por exemplo, a prévia coagulação dos afluentes destes sistemas (VIDAL; CAMPOS, 2009; IHAB; MOHD 2014).

A aplicação direta de MF em águas ou efluentes de alta turbidez e/ou elevado teor de matéria orgânica natural (NOM) pode levar à obstrução grave das membranas. Portanto, coagulação é aplicada frequentemente como pré-tratamento para melhorar a remoção de NOM e reduzir o entupimento da membrana (WANG ET AL., 2013).

Em 2004, para acelerar a aplicação de filtração por membranas para as plantas de água potável, um projeto foi lançado pelo Ministério do Meio Ambiente na Coréia. Cinco plantas-piloto, cada um com uma capacidade de 500 m^3/d foram instaladas para tratar água do rio Han, onde foram aplicadas várias opções de processos de membrana, incluindo o pré-tratamento de coagulação seguida por microfiltração ou ultrafiltração, bem como, o emprego de carvão ativado em pó na adsorção para pré-tratamento seguido por filtração em membrana. (KWEON et al., 2009).

Hatt et al., (2011), utilizaram a coagulação com diversos coagulantes a base de ferro e alumínio em baixas concentrações, antecedendo microfiltração em planta piloto para reutilização potável indireta de água residuária, afim de avaliar os impactos das incrustações reversíveis e irreversíveis da membrana. A vantagem técnica e econômica de usar coagulante em baixas concentrações associadas à neutralização de cargas, em vez de doses mais elevadas para floculação, foi demonstrada em escala piloto. Testes em escala piloto de cloreto férrico revelaram dados robustos de melhoria na incrustação durante picos de turbidez. A ausência de adição de coagulante produziu um aumento desproporcional na taxa de incrustação, exacerbados por pequenos aumentos na turbidez levando a condições de funcionamento insustentáveis.

Moon et al. (2009) estudaram um sistema combinado de coagulação e sedimentação com microfiltração (MF) como pré-tratamento de água potável. Foi avaliado o fluxo da membrana, remoção de Matéria Orgânica Dissolvida (DOM) e a influência nas propriedades de incrustação da mesma. O pré-tratamento demonstrou um melhor desempenho na produção de água e controle DOM do que o sistema de filtração direta sem pré-tratamento. O pré-tratamento com coagulação e sedimentação melhorou o desempenho da membrana para um aumento súbito de carga sólida e forte flutuação das propriedades da água, demostrando a capacidade de amortecer o choque repentino de carga sólida na membrana, bem como, mantendo estável o fluxo e a pressão transmembrana (TMP) na filtração.

Howe; Clark (2006) encontraram uma relação linear positiva entre a capacidade de coagulação para remover o carbono orgânico dissolvido e melhorar o desempenho da membrana. Nenhum coagulante foi consistentemente melhor do que o outro; em vez disso, o resultado apontou que qualquer que seja o coagulante com maior eficácia na remoção de carbono orgânico dissolvido de determinada fonte é também o mais eficaz para melhorar o desempenho da membrana.

Ao longo dos últimos anos diversos estudos tem aprofundado a utilização de

processos físico-químicos que antecedem a filtração por membranas. A coagulação química para mitigar a incrustação de membranas usadas para tratamento de águas residuárias ou potáveis segue sendo investigada (Quadro 2). A otimização da coagulação como pré-tratamento de processos de membrana ainda não foi atingida: a condição ótima de coagulação para sistemas de tratamento convencionais não é necessariamente aplicável a sistemas de tratamento à base de membrana, é necessário cautela.

Pesquisa	**Fonte/Tipo Efluente**	**Tipos de Coagulantes**	**Tipos de Membranas**	**Detalhes de limpeza**	**Principais Conclusões**
(ANG et al., 2015)	Água Salobra Sintética	$FeCl_3$	NF 200-300 Da	Não foi relatada.	Utilização de anti-incrustantes em altas concentrações podem levar a formação de aglomerados e acarretar a colmatação da membrana. Seu desempenho foi severamente afetado pelo drástico declínio do fluxo. Interação entre os anti-incrustantes e as impurezas alteraram características da água (turbidez, potencial zeta)
(METCALFE et al., 2016)	Água Superficial de Rio	$Al_2(SO_4)_3$ e PAC	Filtração frontal com membrana cerâmica MF (0,1 mm)	75 L de permeado pressurizado em 5 bar; 100 mg/L de NaClO e NaOH em pH 12 ou ácido + água em pH 2,5 a 2 bar.	A combinação de clarificação por coagulação com resina de troca iônica levou a remoção substancial de todas as frações orgânicas. Decantação após coagulação não apresentou melhoras em relação a filtração direta. Condições de coagulação não otimizadas com dosagem equivocada de coagulante ou ajuste de pH inadequado resultaram na rápida colmatação da membrana.
(JIN; GONG; WANG, 2015)	Efluente de ETE	PAC	MF 0,3 μm com área efetiva de 0,33 m^2	Aeração de 10 s a cada 15 min com a pressão de refluxo de 50 kPa, permeação de 12 min, seguido por um relaxamento de 3 min	Em comparação com a microfiltração direta de esgoto, a adição de processo de coagulação melhorou o desempenho de filtração com menos tendências de incrustação e maior eficiência de concentração. Além disso, a aeração melhorou explicitamente a filtração, a retenção efetiva e os desempenhos do sistema.

Pesquisa	Fonte/Tipo Efluente	Tipos de Coagulantes	Tipos de Membranas	Detalhes de limpeza	Principais Conclusões
(KIMURA et al., 2015)	Água de Rio	PAC de alta basicidade em diferentes tempos e concentrações.	MF poro 0,1 μm	Retrolavagem hidráulica em séries a cada hora, pressão de 500 kPa durante 20 s. Depois do ciclo final(Ácido Sulfúrico (0,02 N) por 18h, Água MILI Q por 1 hora.	O tamanho de partícula dependeu das concentrações de íons sulfato e espécies poliméricas nos PAC`s. As alterações do tamanho do floco não afetaram o acúmulo de pressão transmembrana (TMP) e, portanto, não afetaram a incrustação irreversível. Diferenças na basicidade do PAC, que afetaram a distribuição de espécies de alumínio, resultaram em alterações no grau de incrustação irreversível.
(LIU et al., 2011)	Amostra Sintética rica em substâncias húmicas	$Al_2(SO_4)_3$ hidratado – Dosado em duas fases	UF poro 0,01 μm	Não foi relatada.	A incrustação da membrana pode ser eficazmente atenuada pela adição de coagulante em duas fases. Verificou-se que os desenvolvimentos de TMP eram principalmente atribuídos a incrustações externas na superfície da membrana, que estava intimamente associada com características de flocos.
(HATT; GERMAIN; JUDD, 2011)	Efluente Secundário	PAC, $Al_2(SO_4)_3$ e $Fe_2(SO_4)_3$	MF 0,04 μm	Retrolavagem com intervalo de 30 min com ar por 5 min; Solução com 540mg/L de hipoclorito de sódio, seguido de ácido sulfúrico (pH=3).	As vantagens técnicas e de custo do uso de coagulante nas doses baixas associadas à neutralização de carga, em vez de doses mais elevadas para a floculação por varredura, foram demonstradas a escala piloto. A dose de coagulante necessária para influenciar a taxa de incrustação foi apenas uma fracção da necessária para obter uma remoção de matéria orgânica significativamente melhorada.
(ARNALDOS; PAGILLA, 2010)	Efluente Secundário	$Al_2(SO_4)_3$	MF Nitrocelulose 0,22 μm	Não foi relatada.	A remoção simultânea de DON e DP provou-se viável por coagulação e microfiltração. DP e DRP apresentaram comportamento de remoção similar em doses de $Al_2(SO_4)_3$ crescentes. Foram atingidos percentagens de remoção de 69% para DON e de 72% para DP, até mesmo em baixas concentrações.

Pesquisa	Fonte/Tipo Efluente	Tipos de Coagulantes	Tipos de Membranas	Detalhes de limpeza	Principais Conclusões
(FAN et al., 2008)	Efluente secundário	$Fe_2(SO_4)_3$, $Al_2(SO_4)_3$	Folha Plana MF – 0,22μm; UF – 100KDa	Retrolavagem com 100 ml de água Milli-Q, membrana foi posta de cabeça pra baixo.	Redução da incrustação irreversível e aumento na recuperação do fluxo 30% na MF e 21% na UF. Alumínio apresentou performance superior ao Cloreto Férrico. O aumento na dosagem deste resultou em ganho de fluxo principalmente na membrana de poro maior MF (0,22 μm). A decantação após coagulação mostrou mínima diferença na incrustação da membrana do que filtração direta.
(ABDESSE-MED; NEZZAL, 2005)	Efluente Secundário	$CaCl_2$, $2H_2O$	UF à pressão de 1bar	Não foi relatada.	A coagulação melhorou o fluxo de permeado de forma significativa para as duas membranas testadas. O acoplamento da coagulação com UF tornou possível modificar a configuração do depósito na superfície da membrana para os flocos de maior tamanho (formação). A utilização de cloreto de cálcio como coagulante pode substituir vantajosamente o cloreto férrico (mais correto ecologicamente) tornam preferível em comparação com os outros coagulantes normalmente usados.
(ZHU; CLIFFORD; CHELLAM, 2005)	Amostra Sintética	$FeCl_3$	MF poro 0,22 μm (69Kpa)	Não foi relatada.	Coagulação com $FeCl_3$ seguido por MF melhorou a remoção do vírus estudado significativamente a partir de uma fonte simulada de água potável. O aumento da dose de ferro e a diminuição do pH melhoraram a remoção do vírus ao mesmo tempo que reduzem a contaminação da membrana. Os vírus não foram inativados, eles são incorporados no floco.
(QIN et al., 2004)	Efluente secundário	Injeção de Alumínio - Al_3^+	Fibra oca UF - 0.05μm	5 m^3/h fluxo const. entre 2 – 4 h. Limpeza química entre 1 – 3 dias.	Dosagem de 2,5 mg/L de coagulante foi necessária para estabilizar a taxa de incrustação reversível a 1,6 bar/min, recuperação total de PMT a partir de retrolavagem, isto é, taxa de incrustação irreversível desprezável durante um período de teste de 1 mês
(ABDESSEMED; NEZZAL, 2002)	Efluente Primário	$FeCl_3$ e PAC	UF 10KDa e 15 KDa	Água destilada por 10 min, limpeza com NaOH (ph=12 e 70°C por 30 min) + ácido sulfúrico (ph=2 por 15 min) + água por 20 min.	Coagulação melhorou significativamente o fluxo da filtração. Boa redução de COD e eliminação da turbidez (99% eficiência). Possibilidade de reúso industrial do efluente.

Quadro 2 - Resumo de artigos que investigam a coagulação como pré-tratamento de processos de separação por membranas

Fonte: O autor

Legenda:

$Al2(SO4)3$ – Sulfato de Alumínio	COD – Carbono Orgânico Dissolvido
DON – Nitrogênio Orgânico Dissolvido	
DP – Fósforo Dissolvido	DRP – Fósforo Reativo Dissolvido
FeCl3 – Cloreto Férrico	PACl – Policloreto de Alumínio

5 I REÚSO DE ÁGUA

A terminologia associada com o tratamento municipal águas residuais e reutilização para fins benéficos difere. Embora os termos sejam sinônimos, alguns estados e países usam o termo água recuperada e outros usam o termo água reciclada. Da mesma forma, os termos de reciclagem de água e reúso de água, têm o mesmo significado. Nesta pesquisa, os termos água recuperada e reúso de água são utilizados.

Na literatura vários estudos procuram definir o reúso de águas ou efluentes de acordo com a forma como ocorrem (planejado ou inconsciente, direto ou indireto) e em função da aplicação a qual se destinam (usos) urbano, industrial ou agrícola. Dentre os inúmeros os trabalhos que abordam aspectos e definições com indicações das possíveis categorias de reúso destacam-se: Asano (1992); Asano; Levine, (1996); Hespanhol, (1990); Hespanhol, (1997); Rebhun; Engel, (1998), Mancuso; Santos (2003), entre outros, todos convergindo para o mesmo propósito, a importância do reúso na gestão da água. Estes discutem de forma abrangente as principais categorias de reúso de água e os elementos essenciais ao planejamento e implantação das questões ligadas ao mesmo.

Dentro das diversas formas de conceituar reúso de água são fornecidas a seguir algumas definições, conforme Cook; (2010):

a) Água recuperada: água residual municipal tratada para atender a critérios específicos de qualidade com a intenção de ser usada para fins benéficos. O termo água reciclada é sinônimo de água recuperada.

b) Reúso de água: uso de águas residuais em geral, tratadas para um fim benéfico, englobando reutilização potável direta e indireta e reúso não potável, decorrente de ações planejadas ou não.

“Reusar água é aproveitar a água residuária recuperada, através da remoção ou não de parte dos resíduos por ela carreada em uso anterior, e usá-lá novamente em aplicações menos exigentes que o primeiro uso, encurtando assim o ciclo da natureza em favor do balanço energético” (METCALF; EDDY, 2003).

O reúso de água tem como propósito mitigar ou diminuir os impactos causados pelo lançamento de esgotos em corpos receptores, bem como, reduzir a necessidade de

captação de "água fresca" de mananciais ou fontes subterrâneas. Visa reduzir a carga poluidora a níveis aceitáveis, tornando a água apropriada para usos específicos através de operações e processos de tratamento avançados (FIORI, 2005; BRIÃO, 2015).

A implantação e/ou desenvolvimento do sistema de reúso no Brasil apresenta-se como alternativa favorável para propiciar um caminho bem-sucedido no gerenciamento de nossas fontes hídricas, pois, pode-se averiguar que a poluição é comum, a demanda crescente, bem como, a insuficiência notável de água potável em alguns estados. Para a gestão hídrica sustentável, uma das soluções é a utilização do reúso (TELLES; COSTA, 2010).

As águas de baixa qualidade, tais como efluentes de processos industriais, esgotos (particularmente os de origem doméstica), águas de drenagem de pátios e águas salobras devem, sempre que possível, ser consideradas como fontes alternativas para usos menos restritivos (BRIÃO, 2015).

As características do efluente bruto decorrem dos usos dados à água, sua variabilidade é afetada em função do clima, situação social e econômica e hábitos da população, impactando diretamente nas características do efluente a ser tratado. Por esse motivo, a classificação de boa ou má qualidade para uma água só tem sentido quando levado em consideração o uso (ou reúso) previsto para a mesma (VON SPERLING, 1996).

Para Mancuso e Santos (2003), o ajuste da qualidade da água às condições exigidas, oferecendo parâmetros físico-químicos e biológicos apropriados ao uso a que se destinam é um fator fundamental para a prática do reúso.

Técnicas conservacionistas cosmo o uso eficiente e o reúso da água, constituem uma atitude perspicaz de expandir a quantidade de usuários de um sistema de distribuição, não necessitando de vultosos investimentos na instalação ou ampliação de novos sistemas (FAPI, 2015).

Em linhas gerais, a implantação de reúso de esgoto tratado, proporciona alívio na demanda e preservação de oferta de água para usos múltiplos. Para tanto, tecnologias avançadas devem ser utilizadas como ferramenta na solução de problemas críticos, como a escassez da água.

5.1 Tipos de reúso de água

De acordo com Asano (1998) inserido no contexto de preservação dos recursos hídricos, está a necessidade de implantação de sistema de reúso de água, que pode ocorrer espontaneamente na natureza, no ciclo hidrológico, ou através de ações humanas, podendo ser planejadas ou não. Este classifica o reúso em:

a) Indireto não planejado - ocorre quando a água, utilizada em alguma atividade humana, é descarregada no meio ambiente e novamente utilizada a jusante, em sua forma diluída, de maneira não intencional e estando sujeita às ações naturais do ciclo hidrológico;

b) Indireto planejado - ocorre quando os efluentes depois de tratados são descarregados de forma planejada nos corpos de águas superficiais ou subterrâneos, sendo utilizado à jusante, de maneira controlada, no atendimento de algum uso benéfico;

c) Direto planejado - ocorre quando os efluentes, depois de tratados, são encaminhados diretamente de seu ponto de descarga até o local do reúso, não sendo descarregados no meio ambiente.

Mancuso e Santos, (2003) e Rodrigues, (2005) classificam ainda o reúso de água em potável e não potável. Estes ressalvam que o reúso potável direto ocorre quando o esgoto é submetido a tratamento avançado e reutilizado diretamente no sistema de água potável e o indireto ocorre quando o esgoto, após tratamento, é disposto nas coleções de águas superficiais ou subterrâneas para diluição, purificação natural e subsequente captação, tratamento e finalmente utilizado como água potável.

Segundo os mesmos autores é importante destacar que o reúso não potável é dividido de acordo com sua finalidade: para usos agrícolas, industriais, domésticos, recreacionais, manutenção de vazões, na aquicultura e na recarga de aquíferos subterrâneos, corroborando com o estabelecido pela Resolução N° 54/2005 em seu artigo 3°, promulgada pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) a qual estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água no Brasil, conforme segue:

a) Reúso para fins urbanos: utilização de água de reúso para fins de irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações, combate a incêndio, dentro da área urbana;

b) Reúso para fins agrícolas e florestais: aplicação de água de reúso para produção agrícola e cultivo de florestas plantadas;

c) Reúso para fins ambientais: utilização de água de reúso para implantação de projetos de recuperação do meio ambiente;

d) Reúso para fins industriais: utilização de água de reúso em processos, atividades e operações industriais; e,

e) Reúso na aquicultura: utilização de água de reúso para a criação de animais ou cultivo de vegetais aquáticos.

O potencial de reúso de efluentes é amplo e diversificado, especialmente em áreas urbanas. Todavia, estes requerem água com padrões de qualidade aceitáveis, que por sua vez, implicam em sistemas de tratamento e de controles avançados, podendo acarretar custos incompatíveis, que levam à inviabilidade econômico-financeira, principalmente, se tratando do abastecimento público potável (BRIÃO, 2015).

A reutilização potável de efluentes municipais muitas vezes é indireta, por infiltração ou injeção de efluente tratado na sub-superfície. Na maioria dos sistemas de reutilização

na prática, a infiltração é realizada submetendo efluentes com tratamento convencional secundário a filtração terciária antes do tratamento do solo aquífero (FERNANDO, 2009).

O reúso na recarga dos aquíferos subterrâneos com efluentes tratados, pode ser de forma direta, pela injeção sob pressão no solo, ou na forma indireta, utilizando-se águas superficiais que tenham recebido descargas de efluentes tratados a montante (MANCUSO, 2003).

Mancuso (2003) destaca ainda o reúso para manutenção de vazões, que promove a utilização planejada de efluentes tratados, visando a uma adequada diluição de eventuais cargas poluidoras, incluindo-se fontes difusas, propiciando também a vazão mínima durante períodos de estiagem.

Caso seja imprescindível implementar reúso urbano para fins potáveis, devem ser obedecidos os seguintes critérios básicos (BONAMIGO, 2014):

I. Utilizar apenas sistemas de reúso indireto;

II. Utilizar exclusivamente efluentes domésticos;

III. Empregar barreiras múltiplas no sistema de tratamento;

IV. Adquirir aceitação pública e assumir as responsabilidades pelo empreendimento.

Os usos urbanos não potáveis envolvem riscos menores e devem ser considerados como a primeira opção de reúso na área urbana. Mesmo assim, devem ser tomados cuidados especiais quando ocorre contato direto do público com gramados de parques, jardins, hotéis, áreas turísticas e campos de esporte (BONAMIGO, 2014).

De acordo com a Federação das Indústrias do Estado de São Paulo (FIESP, 2005), os usos prioritários da água nas indústrias são:

a) Matéria-prima: inclusão ao produto final acabado ou como insumo;

b) Fluido auxiliar: transporte de substâncias, auxiliar em processos via úmida, como algumas moagens, operações de lavagem e preparo de soluções;

c) Geração de eletricidade: por transformação de energia cinética, potencial ou térmica em processos termoelétricos ou hidrelétricos;

d) Transporte de calor: como líquido para aquecimento ou resfriamento, incluindo o uso de vapor em caldeiras;

e) Consumo humano: bebedouros, sanitários, refeitórios, vestiários, dentre outros usos;

f) Outros usos: irrigação, combate a incêndios, limpeza de pisos, etc.

Dentro do critério de estabelecer prioridades para usos que já possuam demanda imediata e que não exijam níveis elevados de tratamento, é recomendável concentrar a fase inicial do programa de reúso industrial em torres de resfriamento (HESPANHOL, 2005).

5.2 Padrões de reúso de água

Os padrões ambientais ou os padrões microbiológicos para o lançamento de efluentes nos corpos d'água do Brasil, ou às águas brutas destinadas a diversos usos, são definidos pela Resolução CONAMA 430/2011.

No Rio Grande do Sul, o órgão de fiscalização ambiental (FEPAM) autoriza o lançamento de efluentes de acordo padrões estabelecidos na Resolução CONSEMA 128/2006. Vários critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos e condicionantes a serem observados por todas as fontes poluidoras, existentes ou a serem implantadas, para que lancem seus efluentes nos corpos d'água são determinados pela resolução citada.

A NBR 13.969/97 da ABNT, em um dos seus itens discorre sobre o planejamento do sistema de reúso, sobre o reúso local de esgoto, que deve ser planejado de modo a permitir a sua aplicação segura e racional visando reduzir o custo de implantação e de operação. De modo que devem ser definidos:

a) Os usos previstos para esgoto tratado;

b) Volume de esgoto a ser reutilizado;

c) Grau de tratamento necessário;

d) Sistema de reserva e de distribuição; e

e) Manual de operação e treinamento dos responsáveis.

Os usos previstos para o esgoto tratado são os de lavagens de pisos, calçadas, irrigação de jardins e pomares, manutenção de águas de canais e lagos, descargas de bacias sanitárias, entre outros.

O volume de esgoto a ser reutilizado, deve ser calculado de acordo com os usos definidos para cada área. E assim devem ser estimados os volumes para cada tipo de reúso, levando em consideração condições como: clima, frequência de lavagem e de irrigação, volume de água para descarga das bacias sanitárias, sazonalidade de reúso (FERNADES, 2005).

Nos casos simples de reúso (por exemplo, descarga de bacias sanitárias) pode-se prever o uso da água de enxague das máquinas de lavar, apenas com desinfecção, reservando-as e recirculando-as para as bacias sanitárias, em vez de envia-las para o sistema de esgoto para posterior tratamento.

O Quadro 3, apresenta classificações e parâmetros conforme o tipo reúso, de acordo com a NBR 13.969/97.

Classes	Parâmetros	Nível de Tratamento
Classe 1 Lavagem de carros e outros usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador.	Turbidez < 5 UT; Coliformes Fecais < 200 NMP/100ml; Sólidos Dissolvidos Totais (STD) < 200 mg/L Cloro Residual entre 0,5 mg/L e 1,5 mg/L	Necessários tratamentos aeróbios (filtro aeróbio submerso ou lodo ativado por batelada) seguidos por filtração convencional (areia e carvão ativado) e, finalmente, cloração. A filtração convencional pode ser substituída por membrana filtrante.
Classe 2 – Lavagens de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes:	Turbidez < 5 UNT; Coliformes Fecais – inferior a 500 NMP/100ml; Cloro Residual superior a 0,5 mg/L	Nesse nível é satisfatório um tratamento biológico aeróbio (filtro aeróbio submerso ou lodo ativado por batelada) seguido de filtração de areia e desinfecção. Pode-se também substituir a filtração por membranas filtrantes;
Classe 3 – Reúso nas descargas das bacias sanitárias	Turbidez < 10 UNT; Coliforme Fecais – inferior a 500 NMP/100ml;	Normalmente, as águas de enxágue das máquinas de lavar roupas satisfazem a este padrão, sendo necessária apenas cloração. Para casos gerais, um tratamento aeróbio seguido de filtração e desinfecção satisfaz a este padrão.
Classe 4 – Reúso em pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial	Coliforme Fecais – inferior a 5.000 NMP/100ml; Oxigênio Dissolvido acima de 2,0 mg/L	As aplicações devem ser interrompidas pelo menos 10 dias antes da colheita.

Quadro 3 – Classificação do efluente conforme o tipo de reúso segundo a NBR 13.969

Fonte: Adaptado ABNT, 1997

Esta norma se apresenta ultrapassada em comparação a estudos recentes sobre reúso de efluentes, segundo Silva (2014), pois, apresenta incoerência na concentração de STD exigida na classe 1, tendo em vista que a portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde, fixa a concentração de 1000 mg/L de STD, como valor permitido. Logicamente, o padrão de potabilidade deve ser mais restritivo que o padrão de reúso, sendo essa uma divergência contestada. Sendo assim, é importante adotar diretrizes ou estudos mais elaborados para a implantação de sistemas de reúso (SILVA, 2014).

A FIESP, em 2005, publicou uma atualização destes padrões para reúso de água em edificações que podem ser vistos no Quadro 4.

Classes	Parâmetros	Comentários
Classe 1 Descarga de bacias sanitárias, lavagem de pisos e fins ornamentais (chafarizes, espelhos de água etc.); Lavagem de roupas e de veículos.	• Agentes tensoativos ≤ 0,5 mg/L • Coliformes fecais não detectáveis. • pH entre 6,0 e 9,0 • Cor ≤ 10 UH • Turbidez ≤ 2 UT • Odor e aparência não desagradáveis • Óleos e graxas ≤ 1 mg/L • DBO ≤ 10 mg/L. • Compostos orgânicos voláteis ausentes • Nitrato ≤ 10 mg/L • Nitrogênio Amoniacal ≤ 20 mg/L • Nitrito ≤ 1 mg/L • Fósforo total ≤ 0,1 mg/L • SST ≤ 5 mg/L • SDT ≤ 500 mg/L	• A ausência de coliformes fecais é prioritária devido à exposição dos usuários que manuseiam os sistemas de distribuição. • O controle da DBO evita a proliferação de microrganismos e cheiro desagradável, devido ao processo de decomposição, que pode ocorrer em linhas e reservatórios. • O controle de nitrogênio e fósforo visa evitar a proliferação de algas e filmes biológicos, que podem formar depósitos em tubulações, peças sanitárias, reservatórios, tanques etc. • O valor de sólidos dissolvidos totais é definido em função de valores recomendados para lavagem de roupas e veículos.
Classe 2 Lavagem de agregados; Preparação de concreto; Compactação do solo; Controle de poeira.	• Coliformes fecais ≤ 1000/ NMP/100 mL • pH entre 6,0 e 9,0 • Odor e aparência não desagradáveis • Óleos e graxas ≤ 1,0 mg/L • DBO ≤ 30 mg/L • Compostos orgânicos voláteis ausentes • SST≤ 30 mg/L.	• Os usos preponderantes nessa classe são associados às fases de construção da edificação.
Classe 3 Irrigação de áreas verdes e rega de jardins.	• pH entre 6,0 e 9,0 • Cloretos (mg/L) < 350 mg/L • Cloro residual < 1mg/L • Boro (para Irrigação de culturas alimentícias) ≤ 0,7 mg/L • Boro (para regas de jardim e similares) ≤ 3,0 mg/L • Nitrogênio total entre 5 - 30 mg/L • DBO < 20 mg/L • SST < 20 mg/L • Turbidez < 5 UT • Cor aparente < 30 UH • Coliformes fecais ≤ 200 UFC/100 mL	• A maior preocupação fica condicionada às concentrações de contaminantes biológicos e químicos, incidindo sobre o meio ambiente e o homem. • As atividades normalmente praticadas em áreas verdes não incluem contatos primários sendo ocasional a interação homem-meio. Os aspectos condicionantes incidem principalmente sobre a saúde pública, a vegetação e a estética. • Alguns dos principais problemas relacionados com a qualidade da água são: salinidade, toxicidade de íons específicos, taxa de infiltração no solo etc.
Classe 4 Resfriamento de equipamentos de ar condicionado (torres de resfriamento)	• Sílica < 50 mg/L • Alumínio < 0,1 mg/L • Ferro < 0,5 mg/L • Manganês < 0,5 mg/L • Amônia< 1 mg/L • STD < 500 mg/L • SST< 100 mg/L • Coliformes totais < 2,2 NMP/100 mL • Bicarbonatos < 24 mg/L • Sulfato < 200 mg/L • Fósforo < 1 mg/L • Cálcio < 50 mg/L • Magnésio < 30 mg/L • DQO < 75 mg/L	• O uso preponderante para esta classe é no resfriamento de equipamentos de ar condicionado (torres de resfriamento). • As variáveis de controle são função do tipo de operação das torres de resfriamento utilizadas no edifício.

Quadro 4 - Classificação e parâmetros do efluente conforme o tipo de reúso segundo a FIESP

Fonte: FIESP: 2005

Estudos realizados pela Rede de Pesquisa em Saneamento Básico, PROSAB, (2006) que representa um consenso de vários pesquisadores brasileiros, apontam possíveis utilizações de esgotos tratados para determinados usos, conforme apresentado na Tabela 4

Tipo De Utilização	Qualidade Necessária do Efluente
Uso urbano irrestrito Irrigação (campos de esporte, parques, jardins e cemitérios etc.) e ornamentação e paisagismo em áreas com acesso irrestrito ao público, limpeza de ruas e outros usos com exposição similar	Coliformes Termotolerantes < 200UFC/100mL
Uso urbano restrito Irrigação (parques, canteiros de rodovias etc.) e ornamentação e paisagismo em áreas com acesso controlado ou restrito ao público, abatimento de poeira em estradas vicinais e em construção (compactação do solo, etc.)	Coliformes Termotolerantes < $1*10^4$UFC/100mL
Uso predial Redes públicas e domiciliares de água utilizadas para descarga de vasos sanitários.	Coliformes Termotolerantes < $1*10^3$UFC/100mL

Tabela 4 – Concentrações médias de efluentes de esgotos domésticos pelo sistema de lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação.

Fonte: PROSAB (2006)

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) também estabelece padrões e recomendações para o reúso de água residuária, fazendo uma classificação semelhante à da NBR 13969/97, porém abrangendo mais aspectos do reúso.

Os principais parâmetros encontrados no Guia para Reúso de Água da EPA estão apresentados no Quadro 5.

Categoria de Reúso e Descrição	Tratamento	Qualidade da Água de Reúso
Reúso Urbano		
Irrestrito Aplicações não potáveis em locais públicos onde o acesso não é restrito.	• Secundário • Filtração • Desinfecção	• pH 6,0 - 9,0 • DBO ≤ 10 • Turbidez ≤ 2 NTU • Coliformes fecais não detectáveis em 100 ml • Cloro residual 1mg/L
Restrito Aplicações não potáveis em locais públicos onde o acesso é controlado ou restrito por barreiras físicas ou institucionais.	• Secundário • Desinfecção	• pH 6,0 - 9,0 • DBO ≤ 30 mg/L • SST ≤ 30 mg/L • Coli. Fecais ≤ 200 / 100 ml • Cloro residual 1mg/L
Reúso Agrícola		
Culturas Alimentares Uso de água de reúso para irrigação de culturas alimentares consideradas de consumo humano e consumidas cruas.	• Secundário • Filtração • Desinfecção	• pH 6,0 - 9,0 • DBO ≤ 10 • Turbidez ≤ 2 NTU • Coliformes fecais não detectáveis em 100 ml • Cloro residual 1mg/L

Categoria de Reúso e Descrição	Tratamento	Qualidade da Água de Reúso
Culturas Alimentares Processadas Uso de água de reúso para irrigação de culturas alimentares consideradas de consumo humano e processadas comercialmente. **Culturas Não-Alimentares** Uso de água de reúso para irrigação de culturas que não são de consumo humano incluindo sementes de culturas, forragem ou para irrigar solos de pastagens.	• Secundário • Desinfecção	• pH 6,0 - 9,0 • DBO ≤ 30 mg/L • SST ≤ 30 mg/L • Coli. Fecais ≤ 200 /100 ml • Cloro residual 1mg/L
Recreação		
Irrestrita Uso de água de reúso em reservatórios, onde não há limitações impostas sobre contato com o corpo.	• Secundário • Filtração • Desinfecção	• pH 6,0 - 9,0 • DBO ≤ 10 • Turbidez ≤ 2 NTU • Coliformes fecais não detectáveis em 100 ml • Cloro residual 1mg/L
Restrita Uso de água de reúso em um reservatório onde o contato é restrito.	• Secundário • Desinfecção	• DBO ≤ 30 mg/L • SST ≤ 30 mg/L • Coli. Fecais ≤ 200 /100 ml • Cloro residual 1mg/L.
Reúso Ambiental		
Reúso Ambiental Uso de água de reúso para criar "wetlands" ou melhorar o fluxo de rios.	• Variável • Secundário e • Desinfecção	• Variável mas não deve exceder: • DBO ≤ 30 mg/L • SST ≤ 30 mg/L • Coli. Fecais ≤ 200 /100 ml • Cloro residual 1mg/L
Reúso industrial		
Torres de resfriamento de uma passagem	• Secundário	• pH 6,0 - 9,0 • DBO ≤ 30 mg/L • SST ≤ 30 mg/L • Coli. Fecais ≤ 200 /100 ml • Cloro residual 1mg/L.
Recirculação em torres de resfriamento	• Secundário • Desinfecção	• Depende da taxa de recirculação • pH 6,0 - 9,0 • DBO ≤ 30 mg/L • SST ≤ 30 mg/L • Coli. Fecais ≤ 200 /100 ml • Cloro residual 1mg/L
Reúso Potável Indireto		
Recarga de Aquíferos pela aspersão em aquíferos potáveis	• Secundário • Filtração • Desinfecção • Tratamento do solo do Aquífero	• Inclui mas não limita: • Cloro residual 1 mg/l (min) • pH 6,5-8,5 • Turbidez ≤ 2 NTU • COT ≤ 2 • Encontrar padrões de água potável após a percolação
Recarga de Aquíferos por injeção em aquíferos potáveis	• Secundário • Filtração • Desinfecção • Tratamento avançado	• Inclui mas não limita: • Coliformes/100 ml não detectáveis • Cloro residual 1 mg/l • pH 6,5-8,5 • Turbidez ≤ 2 NTU • COT ≤ 2 • Encontrar padrões de água potável após percolação

Categoria de Reúso e Descrição	Tratamento	Qualidade da Água de Reúso
Aumento dos reservatórios de águas superficiais	• Secundário • Filtração • Desinfecção • Tratamento avançado	• Inclui mas não limita: • Coliformes/100 ml não detectáveis • Cloro residual 1 mg/l • pH 6,5-8,5 • Turbidez ≤ 2 NTU • COT ≤ 2

Quadro 5 - Classificação e parâmetros do efluente conforme o tipo de reúso segundo EPA

Fonte: Adaptado de EPA (2012)

A Figura 7 apresenta o nível de tratamentos requeridos para reúso de acordo com a EPA.

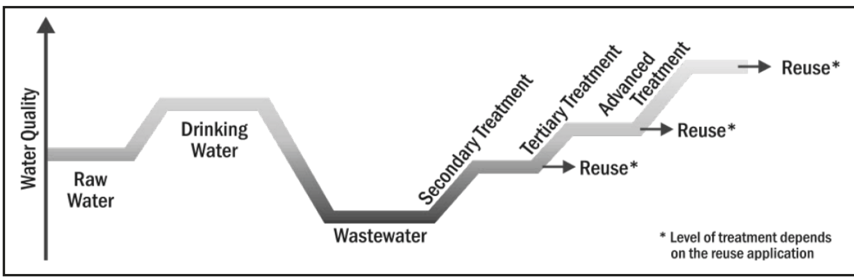


Figura 7 - Diagrama resumido da qualidade da água, tratamentos requeridos e reúso.

Fonte: Adaptado de EPA, (2012)

As recomendações da agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (EPA) norteiam muitas das aplicações de reúso de água no mundo, sendo que, nos Estados Unidos, trinta estados adotaram regulamentação para o reúso, enquanto no Brasil ainda não possuímos legislação específica e ainda existe muita desconfiança e embarreiraramento por parte dos órgãos ambientais e governamentais que restringem a prática do reúso de águas.

A revisão de literatura aprofundou as questões ligadas aos processos de coagulação e separação por membranas, bem como, abordou o reúso de água, suas variantes e diretrizes para aplicação não potável. Percebe-se que o avanço tecnológico em materiais e equipamentos aliado a pesquisa de processos, tem resultado em ferramentas para a melhor gestão dos recursos hídricos. Nosso país deixa a desejar quando se trata de diretrizes para reúso de água, bem como, na aplicação propriamente dita de programas de reutilização em suas cidades. Ainda há um longo caminho a percorrer, desafios, barreiras culturais, burocráticas e de infraestrutura precisam ser vencidas para que as cidades e o país aprimorem o manejo de seus recursos naturais, preservando o meio ambiente e por conseguinte as futuras gerações.

MATERIAIS E MÉTODOS

1 | LOCAL DO ESTUDO, EFLUENTE UTILIZADO E COLETA DE AMOSTRAS

O estudo foi conduzido no Laboratório de Operações Unitárias da Universidade de Passo Fundo, onde foram realizadas as análises laboratoriais, com efluente oriundo da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do município de Passo Fundo (ETE Araucária).

A ETE Araucárias coleta atualmente o esgoto da região central do município. Localizada à margem esquerda da BR 285, sentido Passo Fundo – Carazinho, nas proximidades do bairro Alexandre Zachia. Ocupa uma área de 26 hectares, onde são tratados aproximadamente 3000 m³/d de esgoto. O esgoto coletado é direcionado primeiramente à estação de recalque também localizada na BR-285, distante aproximadamente 2 km da ETE, onde recebe um pré-tratamento. Após, é bombeado para a ETE, onde é tratado num conjunto de quatro lagoas. A primeira lagoa é anaeróbia, a segunda facultativa e as duas últimas de maturação (GOELLNER, 2010). O efluente foi coletado na saída da lagoa de maturação da Estação de Tratamento de Efluentes, conforme Figura 8. A Figura 9 apresenta um fluxograma do processo de tratamento da ETE.



Figura 8 - Efluente de saída da lagoa de maturação.

Fonte: O autor



Figura 9 - Fluxograma dos processos de tratamento da ETE

Fonte: O autor

As amostras de efluentes foram coletadas de acordo com a norma brasileira NBR 9898/1987 (preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores). Foram feitas coletas durante o ano de 2016, sendo que, em cada data, eram coletadas amostras, com recipientes de 5 L, sempre no período da manhã, fechados e armazenados sob refrigeração à 4ºC. Para as amostras de efluentes coletadas para análises microbiológicas, utilizaram-se frascos de polipropileno esterilizados.

Foram realizadas coletas de amostra para caracterização do efluente em termos de pH, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Cor, Turbidez, Sólidos Suspensos Totais (SST), Matéria Orgânica (MO), Fósforo (PT), Nitrogênio Total e Amoniacal, Óleos e Graxas e Coliformes, no período de janeiro a setembro de 2016. O Quadro 6 apresenta os parâmetros analisados e os respectivos princípios do método com sua referência.

Parâmetro	Princípio do Método	Referência
pH	Método Eletrométrico	NBR 14339:1999
Turbidez	Método Nefelométrico	APHA, AWWA, WEF 2130: 2001
Cor	Espectrofotométrico - Método de comprimento de onda único	APHA, AWWA, WEF 2120 C: 2000
Sólidos Suspensos Totais (SST)	Método gravimétrico	NBR 10664:1989
Óleos e Graxas	Método de Extração de Soxhlet	APHA, AWWA, WEF 5520D: 1999
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Diluição e Incubação	NBR 12614:1992
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Micrométrico através da digestão em refluxo fechado e quantificação fotométrica.	APHA, AWWA, WEF 2005
Matéria Orgânica (MO)	Método do permanganato de potássio	ABNT/NBR 10739 - Set/1989
Nitrogênio Kjeldahl (TKN)	Método macro Kjeldahl	NBR 13796:1997
Nitrogênio Amoniacal (NH3-N)	Método do Fenato	APHA, AWWA, WEF 4500-NH3:1997
Fósforo Total (PT)	Digestão Ácida - Determinação de fósforo	NBR 12772:1992
Coliformes Totais e Termotolerantes	Número mais provável de Coliformes Totais	Ministério de Agricultura: Instrução Normativa Nº 62, 26 ago. 2003

Quadro 6 - Metodologia das análises laboratoriais

Fonte: O autor

2 I DELINEAMENTO E DETALHAMENTO DA PESQUISA

A pesquisa foi desenvolvida em etapas distintas: ensaios físico-químicos de coagulação/floculação isolados (item 3.2.1) e ensaios de coagulação seguidos de processos de separação por membranas (item 3.2.2).

A descrição das etapas são as seguintes:

a) Ensaios de coagulação/floculação com dois coagulantes, cloreto férrico e sulfato de alumínio, em diferentes concentrações (200mg/L, 240mg/L, 280mg/L), para determinação do coagulante mais eficiente, bem como, sua respectiva concentração de dosagem. Etapa preliminar onde a seleção dos coagulantes baseou-se em avaliar as dosagens em relação a redução de cor, turbidez, DQO e MO, no tratamento do efluente ao longo tempo de sedimentação. Análises laboratoriais de rápido resultado para obtenção de respostas ágeis e eficazes sobre o comportamento dos agentes envolvidos.

b) Coagulação (realizada nas condições definidas no item “a”) seguida de Microfiltração ou Ultrafiltração submersa em duas pressões de operação (10kPa, 40kPa), para verificar a interferência das condições experimentais na qualidade final do permeado;

c) Avaliação da qualidade final do permeado, escolha do processo de separação por membrana mais eficiente frente aos padrões de reúso, bem como, experimento de longa duração para avaliação da estabilidade e do fluxo permeado ao longo do tempo.

O fluxograma do processo de desenvolvimento da pesquisa ilustra as etapas e as variáveis envolvidas no estudo, é apresentado na Figura 10.

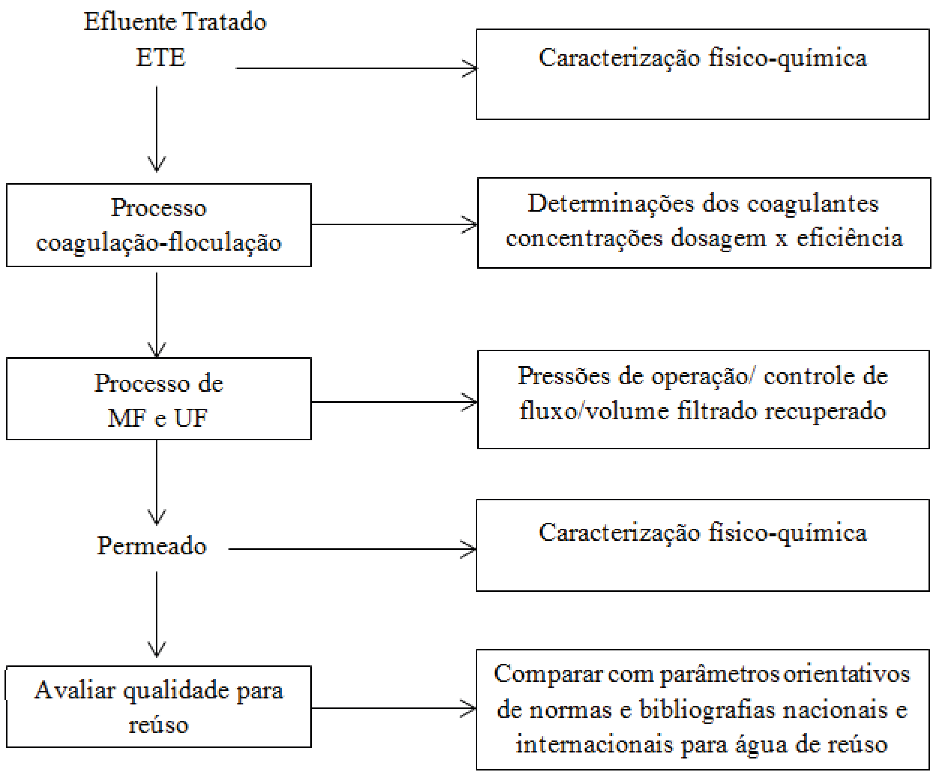


Figura 10 - Fluxograma do processo de desenvolvimento da pesquisa

Fonte: O autor

2.1 Ensaios físico-químicos

O efluente foi submetido ao tratamento físico-químico de coagulação/floculação e posterior sedimentação aplicado em bateladas de 2 L, com o uso de equipamento Jar-Test (Figura 11), aplicando-se os coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio comerciais. A solução padrão do coagulante químico foi preparada dissolvendo-se 2 g do sulfato de alumínio em pó ($Al_2(SO_4)_3$) em água destilada e completando o volume para 50 mL, sendo mantida a 4 °C conforme GRAHAM et al. (2008). Procedeu-se da mesma forma para o cloreto férrico ($FeCl_3$). O pH do efluente foi monitorado e corrigido quando necessário com uma solução de $NaOH_{(aq)}$, de concentração de 1,0 mol/L, aumentando a alcalinidade para ajuste segundo faixa ótima recomendada para cada coagulante.

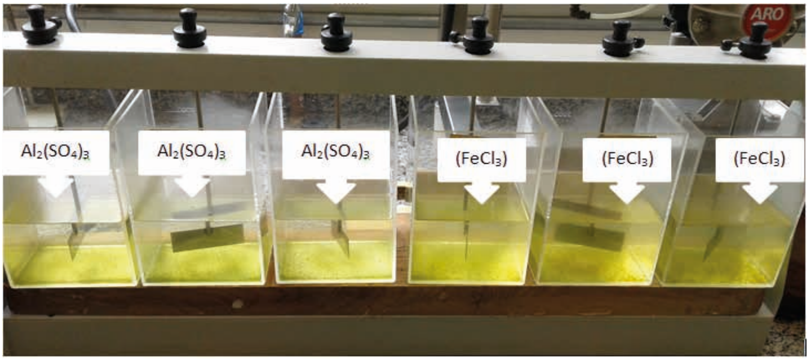


Figura 11 - Equipamento Jar-Test que foi utilizado no experimento

Fonte: O autor

Os tempos de mistura otimizados para os ensaios de coagulação/floculação foram adotados conforme Baccarin (2011), pesquisadora desta linha de pesquisa que utilizou os mesmos coagulantes em seus experimentos, para pós-tratamento de efluente sanitário. A Tabela 5 apresenta o resumo do tratamento físico-químico aplicado nesta etapa do estudo.

Reagentes	C (mg/L)			Tempos					pH
				Etapa rápida		Etapa lenta		TS	
$FeCl_3$	200	240	280	TMR - 2 min	VMR - 120 rpm	TML - 10 min	VML - 40 rpm	120 min	Corrigido
$Al_2(SO_4)_3$	200	240	280	TMR - 2 min	VMR - 120 rpm	TML - 10 min	VML - 40 rpm	120 min	In Natura

Tabela 5 - Resumo procedimental do tratamento físico-químico

Fonte: Adaptado de Baccarin (2011)

Legenda:

TMR – Tempo Mistura Rápida

TML – Tempo Mistura Lenta

TS – Tempo Sedimentação

VMR – Velocidade Mistura Rápida

VML – Velocidade Mistura Lenta

C - Concentração

Os ensaios de coagulação-floculação e sedimentação objetivaram a determinação das melhores condições de operação do processo, procurando melhorar a qualidade de água fornecida ao processo de separação nas membranas. Esta etapa foi necessária para se determinar uma concentração ótima para dosagens do coagulante, tendo em vista sua eficiência.

O método constituiu em aplicar crescentes dosagens do coagulante observando-se visualmente a formação dos flocos e se os mesmos apresentavam boa velocidade de

sedimentação. Foi dosado 1 ml de coagulante sob agitação rápida seguida da agitação lenta, observando-se visualmente a formação de flocos consistentes. Após a agitação, a mistura permanecia em repouso e observava-se se o floco sedimentava com facilidade. Posteriormente ao ensaio de coagulação/floculação, amostras de sobrenadante (200 mL do efluente tratado) foram retiradas a cada 30 minutos até completar 120 minutos de sedimentação dos flocos.

Nesta etapa foi avaliada a influência da variação de concentração do coagulante na mistura. Ou seja, as variáveis fixas independentes foram os tipos de coagulantes e os tempos de mistura, tendo como variáveis de resposta os resultados de remoção dos parâmetros cor, turbidez, DQO e MO em função da concentração dosada.

A eficiência dos coagulantes no tratamento do efluente foi quantificada em termos de porcentagem de remoção de cor aparente, turbidez, DQO e MO, calculadas utilizando-se a Equação 6.

$$\text{Eficiência (\%)} = \left\{ \left(1 - \frac{\text{Concentração Final}}{\text{Contração Inicial}} \right) \right\} * 100 \qquad (6)$$

Foi selecionada, em função do coagulante mais eficiente, uma faixa ótima de dosagem para a segunda fase do experimento, tendo em vista que a mesma ocorreu em processo descontinuo (batelada) de coagulação seguida de MF ou UF.

A análise de dados foi realizada pelo Teste Tukey a partir do software STATISTICA® para um nível de significância de 5% ($p<0,05$). Para este utilizou-se as médias das eficiências calculadas do tratamento físico-químico individualmente para os diferentes coagulantes $FeCl_3$, $Al_2(SO_4)_3$, em suas diferentes concentrações (200 mg/L, 240 mg/L, 280 mg/L).

O potencial Zeta (ζ) da suspensão foi medido no afluente, logo após as dosagens dos coagulantes e ao término da floculação, utilizando-se equipamento específico para esta natureza. Cada resultado foi uma média de três leituras.

2.2 Ensaios físico-químicos seguido de separação por membranas

A partir da seleção do coagulante, bem como, sua concentração de dosagem, o efluente produzido pelo processo de coagulação-floculação e posterior sedimentação foi submetido a dois processos de separação por membranas: ultrafiltração (UF) ou microfiltração (MF).

Nesta etapa, o efluente foi submetido ao tratamento físico-químico em bateladas de 20 litros cada, utilizando equipamento de eixo rotativo, (agitador mecânico, Figura 12) e o coagulante dosado com sua respectiva concentração pré-determinada na etapa anterior.

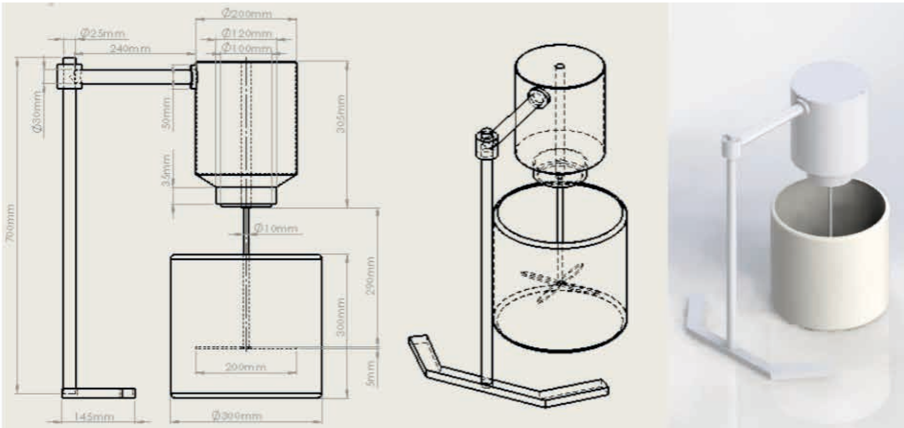


Figura 12 – Esquema do equipamento de agitação mecânica

Fonte: O autor

As etapas rápida e lenta de agitação foram realizadas com o auxílio do agitador mecânico de hélice com ajuste da sua rotação para 100 rpm e 10 rpm, durante 2 min e 15 min, respectivamente, conforme ilustra a Figura 13.



Figura 13 - Equipamento de agitação mecânica e amostra coagulada

Fonte: O autor

Foram realizados quatro ensaios de coagulação com sulfato de alumínio na dosagem de 200 mg/L seguido de filtração por membranas, utilizando pressões transmembranares de 10 e 40 kPa por 60 min, com retrolavagem de 1,5 min e vazão de 30 L/h a cada ciclo 20 min de filtração, sendo aplicado ainda a membrana uma vazão constante de ar de 60 L/h durante o processo de filtração visando reduzir a colmatação da membrana. Utilizou-se de aeração para um controle superior de incrustações, pois, conforme Gao et al., (2011), and pre-oxidation, é uma técnica eficiente de limpeza que combinada com processos de retrolavagem pode alcançar altas taxas de recuperação de fluxo.

Um planejamento experimental de duas variáveis independentes em dois níveis

(2^2) permitiu uma avaliação da condição experimental que possibilitou o melhor ajuste das variáveis de resposta. A matriz do planejamento experimental é apresentada na Tabela 6.

Ordem de Execução	Pressão de Operação (kPa)	Tipo de Membrana (UF/MF)
1	10(-)	MF(-)
2	10(-)	UF (+)
3	40(+)	UF(-)
4	40(+)	MF(+)

Tabela 6 - Ordem dos procedimentos experimentais de filtração por membranas

Fonte: O autor

Legenda: MF – Microfiltração UF – Ultrafiltração

Nesta etapa as variáveis fixas independentes foram os tipos de membrana (Quadro 7) e as pressões de operação, tendo como variáveis de resposta avaliadas os dados de fluxo e rejeição obtidos no conjunto-piloto.

Identificação dos módulos	723	727
Material	Poliamida	Poliétersulfona
Processo	Microfiltração	Ultrafiltração
Configuração	Fibra oca outside/ inside	Fibra oca outside/ inside
Área de Filtração (m²)	0,12	0,12
Diâmetro dos poros	0,1 µm	Massa molar de corte de 50 kDa

Quadro 7 - Características das membranas utilizadas

Fonte: O autor

O fluxo de permeado foi monitorado com o auxílio de um rotâmetro durante os ensaios e atribuído em gráficos para avaliação do comportamento. Este representa a medida de vazão do permeado (L/h.m^2) através da membrana. É calculado de acordo com a equação (7) (CHERYAN, 1998).

$$jp = \frac{VP}{tA} \qquad (7)$$

Em que:

Jp Fluxo do permeado (L/h.m^2);

A Área da membrana (m^2);

V_P Volume do permeado recolhido (mL);

t Tempo para permeação (s).

A rejeição ou eficiência da remoção (%) da membrana fornece uma medida quantitativa da capacidade da membrana em reter moléculas ou componentes específicos, sob determinadas condições de operação (GIRARD & FUKUMOTO, 2000), sendo calculada pela Equação (8) para as variáveis DQO, Cor, Turbidez, e MO.

$$R(\%)=\left[1-\frac{C_P}{C_R}\right].100 \tag{8}$$

Em que:

C_P Concentração do composto no permeado (mg/L)

C_R Concentração do composto na alimentação (mg/L)

As membranas passaram por limpeza química antes de cada experimento. Esta foi realizada com solução alcalina (pH 10,5) de hidróxido de sódio, e sanitização utilizando-se uma solução de hipoclorito de sódio (concentração de 500 mg/L). Esses procedimentos também foram realizados após as filtrações.

Ao final de cada filtração, foram coletadas amostras do permeado e conduzidas análises físico-químicas, (todas foram realizados em triplicata), para averiguar a eficiência do processo.

A Figura 14 mostra um diagrama esquemático do equipamento de filtração (Fabricante: PAM Membranas Seletivas) e exemplifica como ocorre o processo de filtração no equipamento.

O efluente foi alimentado (1) em um tanque de polipropileno (2) com capacidade de 4,2 L, no qual era instalada uma membrana submersa (3). Uma bomba de vácuo (4) aplica pressões negativas ao sistema, sendo o vácuo ajustado com o auxílio de uma válvula agulha (5). O permeado passa para o interior da membrana de fibra oca, sendo direcionado para o tanque de vácuo A por meio de válvula (6). A vazão de permeado é verificada no rotâmetro (7) instalado.

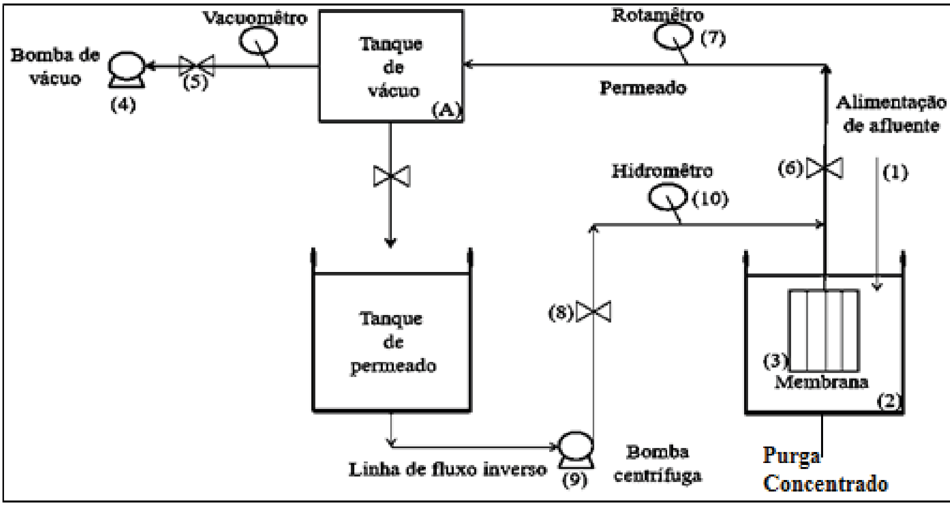


Figura 14 - Diagrama esquemático do equipamento de filtração

Fonte: O autor

Após o período de filtração é iniciada a retrolavagem. A válvula 8 é aberta e acionada a bomba centrífuga (9), desse modo, inverte-se o sentido do fluxo fazendo a remoção de material suspenso ou coloidal depositado na superfície da membrana. O volume de permeado utilizado na retrolavagem é medido no hidrômetro (10), permitindo assim conhecer-se a produção liquida de permeado. A Figura 15 detalha o equipamento piloto utilizado no estudo.

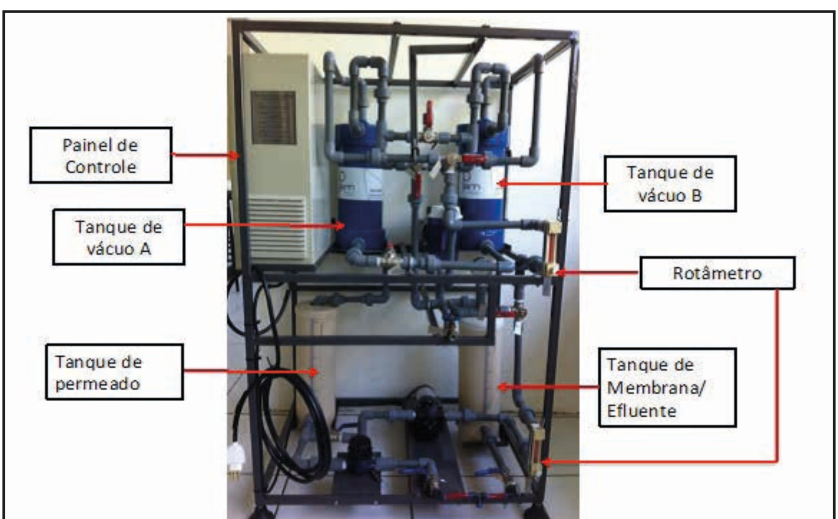


Figura 15 - Equipamento piloto de microfiltração e ultrafiltração submersa

Fonte: O autor

Após a avaliação da qualidade final do permeado resultante dos processos de coagulação-microfiltração e coagulação-ultrafiltração, optou-se pela escolha do processo de separação por membrana mais eficiente frente aos padrões de reúso preconizados em legislação, para continuidade dos experimentos. A Figura 16 mostra o diagrama esquemático do aparato que foi utilizado nos ensaios de floco-sedimentação conjugada com PSM.

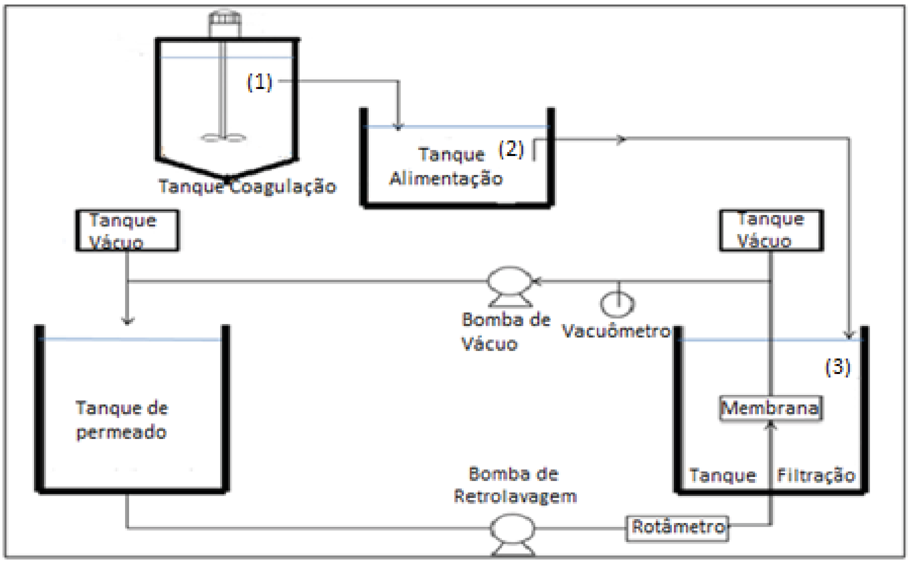


Figura 16 - Diagrama esquemático de fluxo e aparatos empregados nos experimentos

Fonte: O autor

Incialmente o efluente passou pelo processo de coagulação-floculação no tanque de agitação (1), em seguida, o mesmo foi transferido para o tanque de sedimentação (drenagem de lodo) e alimentação (2), e deste encaminhado para o tanque de filtração (3), a partir do qual era iniciada a operação do conjunto piloto.

2.3 Análise de desempenho

Nesta etapa foram realizados experimentos de longa duração com a membrana de melhor desempenho na etapa anterior, além da ampliação das análises laboratoriais de caracterização dos parâmetros de qualidade do afluente e do permeado. Foram ajustados os parâmetros de retrolavagem e aeração na membrana em razão das observações preliminares, realizado o acompanhamento do fluxo de permeado e eficiência de remoção, bem como, avaliado a formação de *fouling* por microscopia eletrônica de varredura.

Após as determinações analíticas os resultados foram confrontados com os parâmetros orientados na referência de águas da Federação da Industria do Estado de

São Paulo – FIESP (2005), padrões sugeridos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – EPA (2012) e pelo Real Decreto n° 1620 da Espanha, MARM (2007), que estabelece o regime jurídico para a reutilização de águas residuárias, os quais apresentam indicativos da qualidade necessária de águas para tipos ou classes de reúso, fornecendo os subsídios necessários para o enquadramento do efluente.

3 I MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA (MEV)

Neste estudo a microscopia eletrônica de varredura foi utilizada com intuito de avaliar a formação de incrustações presentes na membrana, após processo de filtração. Foi utilizado o microscópio eletrônico TESCAN - LM VEGA 3 disponível no Laboratório de Mecânica de Precisão da UPF. As membranas passaram por liofilização para retirada de umidade, totalmente secas, foram fraturadas em nitrogênio líquido para que fossem feitas análises das seções transversais e da superfície interna, conforme procedimento apresentado na Figura 17. Após a preparação dos pequenos pedaços das membranas a serem analisadas em suportes característicos, estes foram recobertos por uma finíssima camada de ouro em um equipamento denominado QUARUM Q150R ES, para evitar que a alta voltagem da corrente de elétrons alterasse as características das amostras.

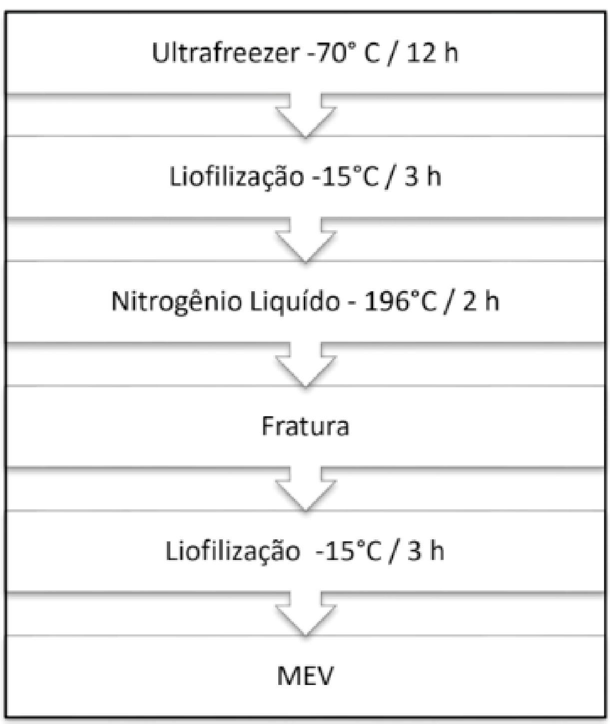


Figura 17 - Fluxograma do processo de análise no MEV

Fonte: O autor

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capitulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos nos ensaios de coagulação, microfiltração e ultrafiltração para o pós-tratamento de esgoto sanitário oriundo de Estação de Tratamento de Efluentes por lagoas de estabilização, seguindo as etapas da metodologia anteriormente apresentada.

1 I CARACTERIZAÇÃO PRELIMINAR DO EFLUENTE

Os resultados da caracterização preliminar do efluente tratado da ETE, e por conseguinte, do efluente de alimentação dos processos em estudo são apresentados na Tabela 7. Estes dados foram utilizados para a avaliação da eficiência das etapas preliminares do trabalho.

Parâmetro	Média	Mediana	Xmáx	Xmín	Desvio Padrão	Variância
pH	7,32	7,32	7,39	7,26	0,07	0,00
Cor (Hz)	75,90	76,90	86,90	63,90	11,53	133,00
Turbidez (UT)	65,00	64,00	72,00	59,00	6,56	43,00
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	29,33	29,00	36,00	23,00	6,51	42,33
Matéria Orgânica (mg/L)	26,00	23,40	32,30	22,30	5,48	30,07
Demanda Química Oxigênio (mg/L)	183,33	180,00	220,00	150,00	35,12	1233,33
Demanda Bioquímica Oxigênio (mg/L)	36,67	36,00	45,00	29,00	8,02	64,33
Fósforo Total (mg/L)	4,67	4,50	5,90	3,60	1,16	1,34
Nitrogênio Total (mg/L)	21,77	21,60	24,30	19,40	2,45	6,02
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	16,53	16,40	18,50	14,70	1,90	3,62
Óleos e Graxas (mg/L)	4,83	4,30	6,40	3,80	1,38	1,90
Coliformes Totais (NMP/100 ml)	$5,3*10^2$	$5,5*10^2$	$7,1*10^2$	$3,4*10^2$	$18,1*10^1$	32908
Coliformes Termotolerantes (NMP/100 ml)	$2,4*10^2$	$2,3*10^2$	$3,0*10^2$	$2,0*10^2$	$5,1*10^1$	2633,33

Tabela 7 – Caracterização do efluente tratado da ETE

Fonte: O autor

A qualidade de águas e efluentes é representada por meio de diversos parâmetros que traduzem as suas principais características físicas, químicas e biológicas. É importante uma visão integrada da qualidade para as diversas aplicações que compreendem o reúso de águas.

Os parâmetros físicos cor e turbidez nas águas para reúso são importantes, pois fornecem indicações preliminares para a caracterização da qualidade da água como, por exemplo, os níveis de sólidos em suspensão (associados à turbidez) e as concentrações de sólidos dissolvidos (associados à cor), bem como, a decomposição da matéria orgânica em estado coloidal, além de compostos inorgânicos, como os óxidos de ferro e manganês presentes nos esgotos.

Dependo do reúso para a qual se destina a presença de cor provoca desconfiança e questionamento quando sua confiabilidade, associa-se a problemas de estética. A cor e a turbidez são parâmetros operacionais de controle que servem de base para a determinação das dosagens de produtos químicos a serem adicionados, dos graus de mistura, dos tempos de contato e de sedimentação das partículas floculadas (PIVELI; KATO, 2006).

Conforme observado na Tabela 6, o efluente tratado apresentou valores de cor e turbidez típicos de lagoas facultativas. Segundo Von Sperling (2005), efluentes que apresentam concentrações de cor acima de 25 Hz e turbidez acima de 50 UT requerem etapas de tratamento para sua remoção sendo que os processos físico-químicos, em especial a coagulação química, apresentam-se como tratamentos eficientes.

Levando em consideração que o efluente é esgoto tratado por sistemas de lagoas de estabilização, os níveis médios de nitrogênio (20 mg/L) e fósforo (4 mg/L), se encontram dentro das faixas típicas reportadas pela bibliografia para esse tipo de tratamento, o que inibe o crescimento exagerado de algas nas lagoas (CHERNICHARO et al. 2006).

Quanto aos parâmetros químicos, DQO e DBO, estão associados à matéria orgânica e inorgânica presente no esgoto, sendo um dos principais parâmetros para caracterização do seu grau de poluição, fornecendo uma indicação do potencial do consumo de oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 2005). As concentrações médias de BDO (36 mg/L) e DQO (180 mg/L), foram compatíveis com as encontradas na bibliografia para sistema de lagoas (CHERNICHARO et al. 2006).

Há baixa concentração de óleos e graxas, assim como, baixa presença de coliforme totais e termotolerantes, atribuídos as lagoas de maturação presentes no sistema. Os dados demonstram as lagoas de estabilização estão sendo operadas de forma eficiente, atingindo resultados dentro das expectativas para estes sistemas.

2 I ENSAIOS FÍSICO-QUÍMICOS

À medida que os diferentes coagulantes foram dosados, a observação visual permitiu identificar e avaliar qualitativamente os flocos formados durante o processo de

coagulação-floculação, conforme ilustra o Quadro 8.

Dosagem	Foto da Coagulação	Observação
120 mg/L $Al_2(SO_4)_3$		Foi observado início de formação fractal significativa a partir de dosagens de 120 mg/L para ambos os coagulantes, todavia, flocos leves e espessos, tamanho fractal reduzido.
160 mg/L $Al_2(SO_4)_3$ $FeCl_3$	 	Com o aumento gradativo das concentrações, foi observado ganho na formação de flocos, aumento no tamanho fractal, todavia, os flocos formados ainda estavam leves, sendo necessárias dosagens adicionais de auxiliar de floculação para maior agregação dos flocos e obtenção de sedimentação melhorada.
200 mg/L $FeCl_3$ $Al_2(SO_4)_3$	 	Com a dosagem de 200 mg/L foi observado excelente formação de flocos, maior tamanho fractal e velocidade de sedimentação melhorada sem a necessidade de dosagens complementares de auxiliar de floculação, sendo adotada como a dosagem mínima necessária para uma boa coagulação perante análise visual.

Quadro 8 - Analise qualitativa do processo de coagulação-floculação e sedimentação

Fonte: O autor

Enquanto o coagulante é dosado, um precipitado de hidróxido metálico causa um efeito de floculação por varredura, desde que haja tempo de contato suficiente. Durante todo o processo de coagulação, deve haver um tempo apropriado, desde a iniciação da coagulação até a sedimentação final, para formar um tipo de flocos especiais para minimizar a incrustação. Além disso, a coagulação convencional, embora clássica, deve ser melhorada, e um novo modo de coagulação estabelecido para reduzir *fouling* nas membranas. Por conseguinte, as condições de coagulação específicas e os mecanismos principais são utilizados para interpretar as diferentes características das impurezas na superfície da membrana (GAO et al., 2011).

Harif, et al. (2012) avaliou os mecanismos de coagulação/floculação e características de flocos resultantes do processo de coagulação química, usando sulfato de alumínio como coagulante em uma suspensão de caulino tamponada como solução representativa. Os resultados sugeriram que o mecanismo de floculação que governa a coagulação química em condições de floculação de varredura é Agregação de Cluster Limitada Por Reação (RLCA) que ocorre quando a barreira repulsiva entre as partículas é alta, produzindo estruturas mais compactas e mais fortes. Possivelmente este foi o mecanismo de agregação e formação de flocos ocorrido durante os ensaios de coagulação/floculação desta pesquisa.

Como uma abordagem simples e eficiente, a estratégia de adição de coagulantes em estágios pode ter grande significado prático nos processos coagulação/separação por membrana, promovendo um efeito benéfico na redução da incrustação, atestados em observações microscópicas da superfície, conforme investigado por (LIU et al., 2011). Kimura et al. (2008), investigaram a influência das condições da coagulação sobre o grau de incrustação fisicamente irreversível em membrana de MF. Verificou-se que as condições de coagulação tiveram grandes impactos no grau de incrustação, pois os pequenos flocos estavam propensos a migrar para micróporos da membrana intensificando as incrustações por obstrução ou adsorção.

Wiesner et al. (1989) *apud* Hatt; Germain; Judd, (2011) concluíram que partículas maiores que 3 μm não devem contribuir significativamente para a obstrução da membrana em fluxos operacionais normais, mas que, para muitas configurações de membrana, as partículas entre 0,1 e 1 μm são mais susceptíveis.

Tais fatores evidenciam a importância do estudo dos processos de coagulação-floculação, que antecedem os processos de separação por membranas. Os mecanismos de formação fractal, bem como, o resultado do floco formado e a posterior sedimentação, influenciam de forma direta na formação de incrustação e portanto na permeabilidade hidráulica da membrana.

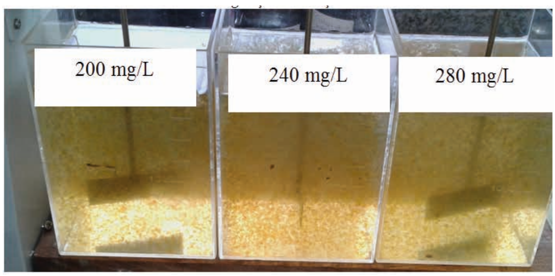
Os valores de concentração de dosagem visualmente identificados (Quadro 8) permaneceram próximos para ambos os coagulantes, então, foram adotadas as mesmas dosagens para efeito de comparação. Com formação de flocos consistente e boas propriedades de sedimentação durante os ensaios de Jar-Test realizados para cada

coagulante as três concentrações selecionadas foram: $FeCl_3$: 200 mg/L, 240 mg/L e 280 mg/L e $Al_2(SO_4)_3$: 200 mg/L, 240 mg/L e 280 mg/L.

Para avaliar o desempenho da coagulação foram realizadas 4 bateladas utilizando os coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio nas dosagens predeterminadas para ambos os coagulantes nas condições descritas no item (3.2.1) da metodologia e coletadas amostras do efluente. Foi avaliado durante o processo o comportamento do pH e das cargas elétricas, por meio da medição do pH e do Potencial Zeta (ζ) do efluente. O seu valor determina a extensão das forças eletrostáticas de repulsão entre partículas carregadas, que muda com a adição de um coagulante.

As Figuras 18 e 19 mostram o aspecto dos flocos formados nas diferentes dosagens dos coagulantes utilizados. A Tabela 8 apresenta os resultados da medição e do Potencial Zeta (ζ) do efluente.

a)



b)

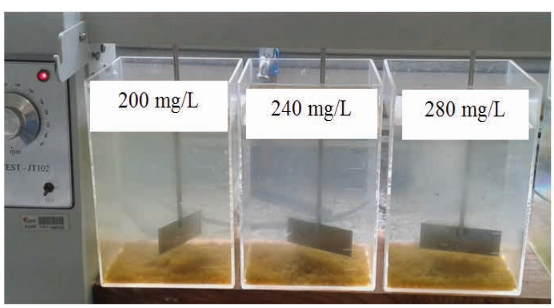
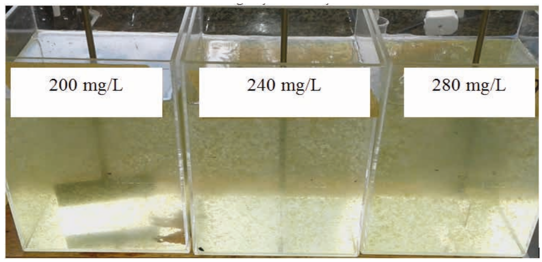


Figura 18 - Aspecto dos flocos formados após a adição de cloreto férrico na etapa lenta de coagulação-floculação (a) e após sedimentação (b).

Fonte: O autor

a)



b)

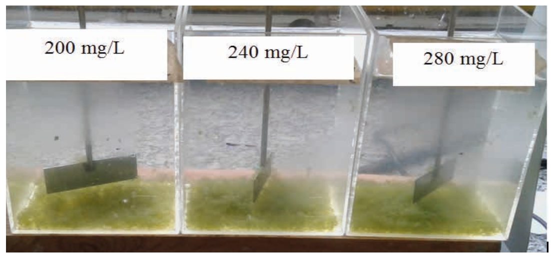


Figura 19 - Aspecto dos flocos formados após a adição de sulfato de alumínio na etapa lenta de coagulação-floculação (a) e após sedimentação (b).

Fonte: O autor

	Etapas	**Unidade**	**1° Batelada**			**2° Batelada**			**3° Batelada**			**4° Batelada**		
	Dosagens (mg/L)		200	240	280	200	240	280	200	240	280	200	240	280
Coagulado $Al_2(SO_4)_3$	$pH_{inicial}$	-	7,26	7,31	7,33	7,13	7,15	7,12	7,32	7,31	7,29	7,28	7,32	7,42
	$\zeta_{inicial}$	(mV)	-12,90	-14,20	-15,40	-11,50	-18,30	-19,40	-18,10	-20,20	-21,10	-21,20	-21,70	-25,60
	pH após adição de Al2(SO4)3 (aq)	-	6,29	6,27	6,23	6,46	6,26	6,12	6,77	6,56	6,40	6,57	6,41	6,33
	ζ após adição de Al2(SO4)3 (aq)	(mV)	39,80	40,20	47,80	30,40	39,60	46,00	14,90	18,10	24,60	21,10	27,50	36,70
	pH_{final}	-	6,89	6,71	6,88	6,43	6,36	6,27	6,64	6,55	6,45	6,66	6,59	6,63
	ζ_{final}	(mV)	5,70	12,60	13,20	36,10	42,70	45,60	12,10	21,50	28,60	20,10	26,10	29,40
Coagulado $FeCl_3$	$pH_{inicial}$	-	7,19	7,20	7,16	7,06	7,05	6,97	7,28	7,32	7,31	7,53	7,31	7,33
	$\zeta_{inicial}$	(mV)	-19,70	-9,60	-8,50	-5,60	-4,90	-3,85	-20,10	-22,80	-18,80	-19,20	-19,40	-21,10
	pH após adição de NaOH	-	9,00	9,00	9,00	9,00	9,00	9,00	9,00	9,00	9,00	9,00	9,00	9,00
	ζ após adição de NaOH	(mV)	-127,90	-124,20	-144,10	-132,30	-134,40	-126,40	-135,50	-146,20	-140,90	-141,90	-130,10	-143,40
	pH após adição de FeCl3(aq)	-	6,95	6,76	6,93	6,59	6,63	6,37	7,20	7,15	7,10	7,80	6,82	6,78
	ζ após adição de FeCl3(aq)	(mV)	12,10	15,40	6,10	9,10	15,90	28,90	-19,20	-26,50	-34,50	1,90	5,50	6,90
	pH_{final}	-	6,34	6,22	6,17	6,78	6,66	6,46	7,12	7,24	7,36	7,70	6,85	6,89
	ζ_{final}	(mV)	29,30	37,30	43,40	19,60	21,70	34,60	-12,40	-16,70	-26,20	1,89	4,3	3,2

Tabela 8 – Resultados do monitoramento de pH e Potencial Zeta para o efluente durante as etapas de floco-sedimentação em cada batelada

Fonte: O autor

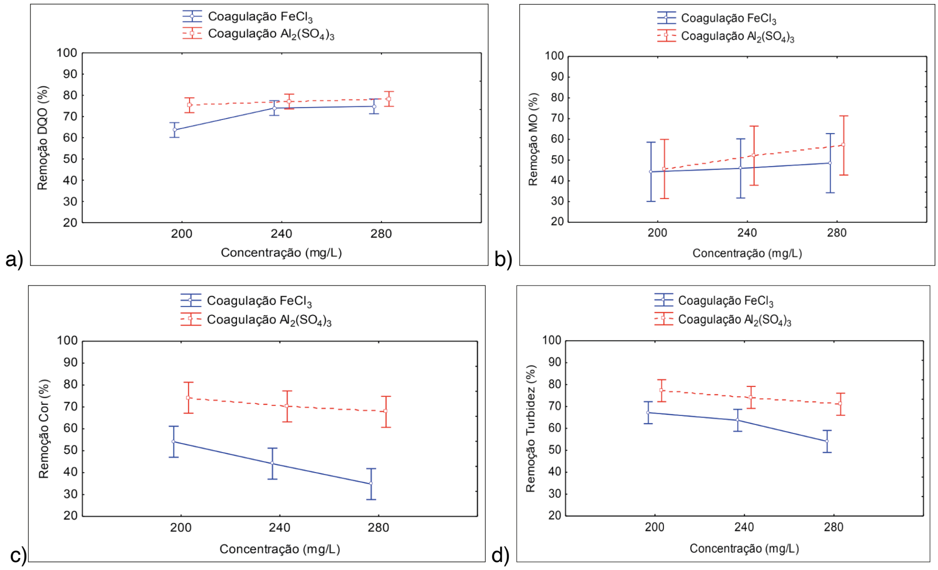
A adição de espécies iônicas solúveis afeta o potencial de superfície (diferença de potencial elétrico entre a superfície da partícula e a solução em massa) de partículas coloidais por adsorção à superfície da partícula ou por compressão em camada dupla (HARIF et al. 2012).

Ao analisar a Tabela 8 é possível observar que incialmente o efluente está carregado com cargas eletronegativas, desenvolvidas em função da adsorção de íons e distribuição de cargas das partículas ao longo da camada difusa. A diferença de potencial é responsável por manter as partículas de cargas similares afastadas, evitando a agregação das mesmas (MARGUTTI et al. 2008). Com a dosagem dos coagulantes ocorre a desestabilização das partículas coloidais no meio líquido pelos íons positivos adicionados à solução promovendo alteração nas cargas eletroestáticas e consequentemente na milivoltagem final do efluente, permitindo aglutinação das partículas.

Os resultados dos ensaios preliminares de coagulação, são apresentados na Figura 20, (Tabela 12 / Quadro 9 - Apêndice), discutidos a seguir.

O parâmetro Demanda Química de Oxigênio (DQO) apresentou remoção média variando entre 63% e 74% nos ensaios com cloreto férrico, enquanto para o agente coagulante sulfato de alumínio está variação esteve entre 75% e 78%, frente as dosagens aplicadas. Na Figura 20 (a); nota-se que com o aumento gradativo das dosagens ocorrem maiores remoções para ambos os coagulantes. Em sua pesquisa Bacarin (2011) utilizando os mesmos coagulantes no pós-tratamento de efluente sanitário obteve comportamento análogo na remoção de DQO e DQO solúvel, ou seja, com o aumento das dosagens ocorreu acréscimo nos valores de remoção. A eficiência média oscilou entre 20% e 60% de DQO e 30% a 60% de DQO solúvel. Quando comparadas as remoções obtidas por Bacarin (2011), com as alcançadas no presente trabalho, observa-se que com dosagens próximas foram atingidas remoções superiores. Cabe ressaltar, que os efluentes sanitários utilizados são oriundos de sistemas de tratamento diferentes, contudo, com concentração de DQO equivalentes.

A concentração de 200 mg/L de cloreto férrico resultou na menor remoção de DQO dentre todas. Levando em consideração que para as dosagens restantes não houve diferença estatística e que o sulfato de alumínio é comercialmente mais barato que o cloreto férrico, é economicamente viável a utilização da concentração de 200 mg/L, deste que foi o coagulante mais eficiente para o parâmetro em questão.



Legenda:

a) Análise estatística – Demanda Química Oxigênio

b) Análise estatística – Matéria Orgânica

c) Análise estatística – Cor

d) Análise estatística – Turbidez

Figura 20 - Rejeição de DQO (a), MO (b), Cor (c) e Turbidez (d) para as diferentes dosagens de cloreto férrico e sulfato de alumínio na coagulação/floculação do efluente tratado por lagoas de estabilização

Fonte: O autor

Tratando-se da matéria orgânica (MO), os valores médios de remoção oscilaram entre 44% e 48% para o efluente coagulado com cloreto férrico, enquanto que, para o sulfato de alumínio essa faixa foi entre 45% e 57%, em detrimento as dosagens empregadas. Analisando a Figura 20 (b) percebe-se que as remoções alacadas para ambos os coagulantes foram próximas, bem como, o desvio padrão acentuado e por isso não houve diferença estatística nos valores de remoção, sendo viável a utilização da concentração de 200 mg/L de sulfato de alumínio.

Uma vez que o efluente já possuía uma baixa concentração de MO, a coagulação agregou baixas taxas de remoção. Marguti et al. (2008) demostrou claramente a maior dificuldade de remoção de compostos orgânicos dissolvidos para efluentes sanitários tratados quando comparados com efluentes brutos, cabe ressaltar que carbono orgânico dissolvido é componente majoritário na matéria orgânica dissolvida. Desta forma, o aumento da dosagem de coagulante não proporcionou uma melhora significativa na remoção de MO, o que é benéfico em relação aos aspectos operacionais envolvidos em processos de precipitação química, notadamente com respeito à necessidade de minimização da produção de lodo.

Quanto à remoção média de cor, está oscilou entre 34% e 54% nos ensaios de coagulação com cloreto férrico, enquanto, nos ensaios com sulfato de alumínio as remoções médias ficaram 67% e 74%. Verificaram-se três diferentes valores, estatisticamente diferentes, próximos a duas faixas de remoções: um primeiro patamar, acima de 60% para o coagulante sulfato de alumínio em todas as concentrações dosadas, outra faixa, na ordem de 40%, sendo esta segunda observada nas condições de dosagem de 240 mg/L e 280 mg/L para o coagulante cloreto férrico. Conforme mostra a Figura 20 (c) para o parâmetro de qualidade em questão o coagulante sulfato de alumínio destacou-se alcançando uma boa eficiência no pós-tratamento físico-químico, atingindo maiores níveis de remoção. Sendo assim a dosagem de 200 mg/L de sulfato de alumínio se apresenta como alternativa eficientemente superior e economicamente vantajosa.

É importante destacar ainda, segundo Bagga et al. (2008), que a ocorrência em excesso de íons de ferro na solução aumenta a cor verdadeira e a presença de Fe2+ em soluções a serem posteriormente submetidas a processos de separação por membranas conduzem a processos de "*fouling*" mais agudos devido à oxidação do Fe^{2+} e Fe^{3+} no interior dos poros da membrana.

A remoção de turbidez oscilou entre 54% e 67% para o efluente coagulado com cloreto férrico, e entre 71% e 76% para o sulfato de alumínio. Verificaram-se dois diferentes valores, estatisticamente diferentes, próximos a duas faixas de remoções: um primeiro patamar, acima de 65% para o coagulante sulfato de alumínio nas três dosagens empregas, e outra faixa, na ordem de 50%, sendo esta segunda observada na condição de dosagem de 280 mg/L para o coagulante cloreto férrico. Conforme apresentado na Figura 20 (d) a dosagem de 200 mg/L do coagulante sulfato de alumínio mostrou-se a mais acertada, para o parâmetro em análise, frente a eficiência de remoção atingida.

Hatt; Germain; Judd; (2011) avaliaram o impacto das flutuações na turbidez da água de alimentação sobre o desempenho do coagulante, manifestado nas taxas reversíveis e irreversíveis de incrustação e na concentração de matéria orgânica dissolvida no permeado residual, utilizando efluente secundário de um tratamento convencional de lodos ativados no norte de Londres, no Reino Unido. Os resultados demonstram que baixas dosagens de coagulante (0,5 mg/L) promoveram impacto benéfico na incrustação reversível e irreversível, todavia, estas foram insuficientes para obter uma melhor remoção de matéria orgânica. Na ausência de coagulante, as taxas de incrustação foram fortemente afetadas pelo fluxo aplicado.

Ferrari et. al (2005) realizaram seus experimentos utilizando cloreto férrico e sulfato de alumínio, em concentrações que variaram de 60 a 80 mg/L e 20 a 40 mg/L respectivamente, com auxiliares de floculação catiônicos e aniônicos, no pós-tratamento de esgoto por sistema de lagoas de estabilização. O sulfato de alumínio na dosagem de 40 mg/L foi o que resultou no efluente de melhor qualidade, atingindo altas taxas de remoção, superiores a 90% para DQO, BDO5 e P total. Se comparadas estas dosagens, bem como as remoções,

com as obtidas no presente trabalho, observa-se que com dosagens significativamente menores ocorreram remoções superiores, principalmente em termos DQO, possivelmente essa maior eficiência está atrelada a dosagens dos auxiliares de floculação. No entanto, estes podem ser benéficos no processos de coagulação, contudo, quando o efluente é submetido a processos posteriores de separação por membranas, estes podem causar efeitos adversos, devido a colmatação nas membranas (WANG; LIU; LI, 2013).

Fabreti (2006) investigou o pós-tratamento de efluente de lagoa anaeróbia e lagoa facultativa por processo físico-químico a base de coagulação, floculação e separação sólido-líquido, utilizando em escala piloto cloreto férrico e sulfato de alumínio, em dosagens que variaram de 250 mg/L a 300 mg/L, aproximadamente. Com a dosagem de 264 mg/L de $Al_2(SO_4)_3$, no tratamento do efluente da lagoa facultativa, este processo obteve os melhores resultados de remoção, acima de 70% para DQO, SST, turbidez e fósforo. As dosagens empregadas, bem como, as remoções atingidas foram próximas as encontradas no presente trabalho.

Moon et. al (2009), enfatizou que mesmo o pré-tratamento por coagulação tendo melhorado o desempenho da membrana, ainda observou-se formação incrustação relativamente grave na mesma, devido ao coagulante residual. O coagulante à base de alumínio formou incrustações, associado com a sílica presente na água de alimentação. Por esse motivo é importante a avaliação integrada de dosagem de coagulante versus colmatação na membrana.

Por sua vez, Hatt; Germain; Judd, (2011) em seus estudos indica que baixas dosagem de coagulante não causam impacto na concentração residual de coagulante no efluente. Isto é significativo, uma vez que se esperava que níveis acima de 50 µg/L de concentração de alumínio provocassem incrustações das membranas através da formação de silicato de alumínio. Verificou-se que o impacto dos níveis residuais de coagulante é exacerbado a níveis de pH de 7,5-8,5 quando alumínio é utilizado como coagulante.

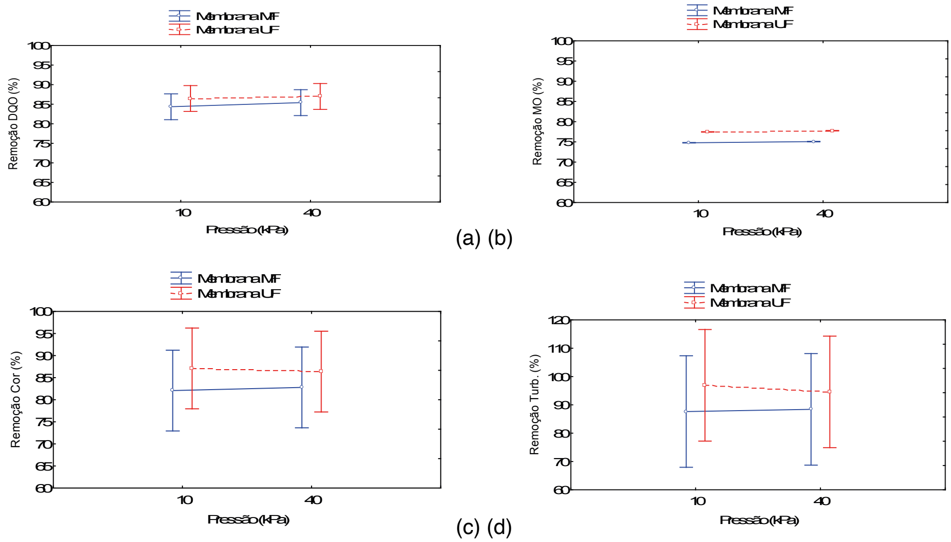
Os dados apresentados evidenciam que as remoção alcançados nesta etapa da pesquisa foram significativos, todavia as concentrações de dosagem dos coagulantes foram elevadas, o que representa importante preocupação para o processo, tanto pela questão da formação de incrustações por coagulante residual, quanto pela questão econômico-financeira para aplicação em maior escala.

A concentração com melhor desempenho na eficiência de remoção para os parâmetros balizadores foi de 200 mg/L de sulfato de alumínio, sendo este utilizado na segunda etapa do trabalho para a caracterização, análise e verificação de eficiência de remoção, como pós-tratamento de efluente sanitário, em processo combinado de coagulação seguida de microfiltração ou ultrafiltração.

3 I ENSAIOS FÍSICO-QUÍMICOS SEGUIDO DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS

A partir da definição da concentração de dosagem com melhor desempenho na eficiência de remoção para os parâmetros balizadores (sulfato de alumínio de 200 mg/L), realizaram-se os ensaios de coagulação acoplada a separação por membranas.

Foram realizados 4 ensaios de coagulação com sulfato de alumínio seguido de filtração por membranas (MF ou UF) utilizando pressões transmembranares de 10 e 40 kPa, sendo os resultados destes apresentados na Figura 21, (Tabelas 11 e 12 e Apêndice).



Legenda:

a) Análise estatística – Demanda Química Oxigênio

b) Análise estatística – Matéria Orgânica

c) Análise estatística – Cor

d) Análise estatística – Turbidez

Figura 21 – Rejeição de DQO (a), MO (b), Cor (c) e Turbidez (d) para as diferentes pressões transmembranares aplicadas no pós-tratamento integrado de coagulação seguido de separação por membranas Fonte: O autor

Fonte: O autor

As diferentes pressões testadas promoveram variações nos valores de cor, turbidez, DQO e MO no permeado. Todavia, em virtude do emprego de valores médios e do desvio padrão encontrado, contatou-se que apesar do vácuo aplicado ser diferente, as rejeições se estabeleceram em valores muito próximos em ambas as membranas, com diferença estatística apenas para o parâmetro de qualidade matéria orgânica que apresentou efeito positivo quando submetida a pressão de 40 kPa, em ambas as membranas conforme observado na Figura 21 (b).

Foram obtidas rejeições médias de cor e turbidez acima de 82% chegando até 97%. A concentração de cor no permeado de MF e UF manteve-se próxima a 10 Hz, enquanto a turbidez oscilou em um patamar próximo a 2 UT para UF e 8 UT para MF. Apesar da

aptidão dos processos de separação por membranas para separação física de materiais que conferem cor e turbidez ao efluente, estes não foram totalmente removidos, o que indica a presença de frações dissolvidas de matéria orgânica no efluente, mesmo após a coagulação e filtração. Quanto aos aspectos químicos, DQO e MO, foram removidos na ordem de 74% até 87%, índices expressivos uma vez que a matéria orgânica solúvel é de difícil remoção. A DQO do permeado oscilou em um patamar próximo de 30 mg/L, enquanto a matéria orgânica oscilou em torno de 5 mg/L.

Tratamento de efluente secundário por coagulação acoplada à ultrafiltração foi realizada na estação de tratamento de águas residuais de Staoueli (Argélia). As condições ótimas de coagulação foram determinadas considerando a melhor eliminação da turvação e da matéria orgânica. O melhor valor de COD residual foi de 12 mg/L à pH = 6,5 para uma concentração de CaCl2 = 50 mg/L e uma turbidez igual a 3 NTU. Valores próximos foram alcançados quando utilizado $FeCl_3$ como coagulante (ABDESSEMED; NEZZAL, 2005). Os resultados em termos que concentração final foram similares aos encontrados nesta pesquisa, todavia, a carga orgânica presente na água bruta era substancialmente menor quando comparada a utilizada neste trabalho, o que sugere maior eficiência mesmo com variações e concentrações mais elevadas na alimentação.

Konieczny et al.; (2009) submeteu água superficial do rio Czarna Przemsza (Polônia) a coagulação ($FeCl_3$, $Fe_2(SO_4)_3$ e $Al_2(SO_4)_3$) seguida de ultrafiltração. A maior eficiência do processo foi alcançada quando o coagulante $Al_2(SO_4)_3$ foi utilizado, atingindo 100% para turbidez, e cerca de 60% para carbono orgânico total e carbono orgânico dissolvido, índices próximos aos encontrados neste trabalho.

Estudos recentes em água do reservatório de Canales em Granada (Espanha), demostraram que a combinação de coagulação-ultrafiltração mostrou-se bastante eficaz na redução do teor de matéria orgânica, uma vez que a eliminação de UV 254nm (ácidos húmicos) atingiu uma média de 81% e remoção de COD em torno de 50%. Além disso, a eficiência do pré-tratamento coagulação-floculação para a remoção de cor e turbidez foi notável, com eficiência de 93% e 82%, respectivamente (ROJAS-SERRANO; PÉREZ; GÓMEZ, 2016) Outros autores que utilizaram coagulação seguido de processos por membranas et al., também encontraram índices de remoção de COD similares com os relatados.

As eficiências alcançadas para cor e turbidez neste estudo foram significativas e consistentes com as citadas por outros autores: Abdessemed; Nezzal, (2002); Chen et al., (2007) Moon et al., (2009), Hatt; Germain; Judd, (2011)

As eficiências alcançadas para remoção de matéria orgânica no presente estudo foram pouco superiores, quando comparadas com as obtidas por Park et al., (2002); Abdessemed; Nezzal, (2005) Chen et al., (2007) Konieczny et al., (2009). Essas diferenças podem ser explicadas pelo fato de que cada uma das formas de análise apresentadas se relaciona com um intervalo de matéria orgânica um pouco diferente. Alguns autores

relacionam a presença de determinamos compostos orgânicos caracterizados por pesos moleculares consideráveis através da absorbância. Outros ressaltam o fato de que a presença de ácidos húmicos, principalmente ácidos hidrofóbicos e frações neutras hidrofílicas oriundas da matéria orgânica natural dão origem à absorbância UV 254nm (DONG et al., 2007). Como a matéria orgânica não foi totalmente removida, bem como, cor e turbidez associadas a esta, por conseguinte, pode-se supor que a matéria orgânica dissolvida presente no efluente, possui diâmetros das moléculas abaixo do tamanho dos poros de uma membrana de ultrafiltração (KONIECZNY et al., 2009).

Kweon et al. (2009), acompanharam durante um ano parâmetros de qualidade de água superficial bruta (Rio Han, Coréia) que apresentaram grandes variações com as estações e a presença de precipitações, especialmente em termos de turbidez e presença de algas. Utilizando tratamento otimizado de coagulação e ultrafiltração com módulo de fibra oca a turbidez do permeado foi mantida inferior a uma turvação de 0,1 UT independentemente das concentrações de turbidez da água bruta.

Bonamigo (2014) utilizou apenas MF e UF para pós-tratamento do esgoto de uma ETE, com resultados médios de remoção de DQO de 48%, enquanto que este estudo mostrou que remoções acima de 80% são possíveis com a conjugação de processos de tratamento. A Tabela 9 mostra o comparativo de remoções entre este estudo e aquele realizado por Bonamigo.

Parâmetro	**Remoção PSM[1] (%)**	**Remoção CQ + PSM[2] (%)**
DQO	48,13	86,46
Turbidez	99,5	96,9
Cor	84,8	87,10

Tabela 9 - Comparação entre remoções dos processos de PSM e CQ + PSM

Fonte: Modificado de Bonamigo (2014)

[1]PSM – Processo Separação Membranas

[2]CQ + PSM – Coagulação Química + Processo de Separação Membrana

A capacidade de remoção de DQO foi significativamente maior no processo de CQ conjugado com PSM. Fato esperado visto que a coagulação de material coloidal e microflocos biológicos causada pelo processo químico facilita a retenção destes componentes na membrana. A remoção nos parâmetros de cor e turbidez não apresentou variações significativas entre um processo e outro.

No entanto, além da seletividade da membrana é de grande relevância o fluxo, são estas as variáveis de maior importância econômica nos processos de separação por membranas (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006). Os dados de fluxo e rejeição obtidos no conjunto-piloto podem ser utilizados para a ampliação de escala para o tratamento do

efluente em estudo.

A Figura 22 apresenta os fluxos de permeado obtidos nos experimentos combinados de floco-sedimentação e processos de MF e UF nas pressões de 10 e 40 kPa.

Com base nas medidas de fluxo ao longo do tempo, que foram realizados nos ensaios para cada tipo de membrana, elaboraram-se curvas de fluxo a fim de avaliar o comportamento do processo de filtração, em razão da utilização do efluente coagulado. O comportamento do fluxo permitiu observar se houve acúmulo de material na membrana ao longo do tempo. O tempo de experimento foi de 1 hora para todas as condições, e neste tempo de operação, os fluxos apresentaram variações consideráveis, evidenciando que ocorreu acúmulo significativo de material nas membranas.

Fan et al. (2008) testou três formas como pré-tratamentos para a redução de incrustações de membranas de microfiltração (MF) e ultrafiltração (UF) no tratamento de efluentes secundários de lodo ativado, sendo uma delas a coagulação. Os resultados mostraram que o melhor fluxo de permeado foi obtido por pré-tratamento de coagulação, que reduziu substancialmente a incrustação das membranas, acrescendo ao fluxo um aumento de 30% para MF e entre 13-21% na UF.

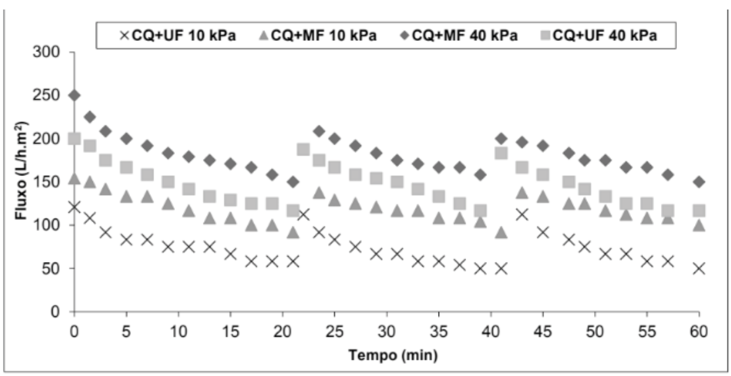


Figura 22 - Fluxo de permeado obtido nos ensaios combinados de floco-sedimentação e separação por membranas para as pressões de 10 e 40 kPa

Fonte: O autor

Nota:

CQ + MF – Coagulação Química + Microfiltração

CQ + UF – Coagulação Química + Ultrafiltração

Duas observações podem ser retiradas da Figura 22: o comportamento ao longo do tempo e o valor final de fluxo (após 60 min).

Nota-se que as membranas de UF e MF apresentaram fluxos de partida de aproximadamente 120-150 L/h.m^2 respectivamente, na pressão de 10 kPa. O comportamento durante o processo de filtração nesta pressão foi semelhante para ambas às membranas,

com declínio de fluxo aproximado entre de 40% e 50% ao fim de cada ciclo de 20 min. A recuperação do fluxo após retrolavagem teve comportamento análogo, estando entre 80 e 90%.

Para a pressão de 40 kPa, a membrana de MF apresentou um fluxo aproximadamente 20% superior ao de UF, com valores iniciais de fluxo na ordem de 200-250 L/h.m^2 respectivamente, sendo mais abrupta nos instantes iniciais. Em estudo realizado por XU et al. (2011), utilizando coagulação/floculação e posterior ultrafiltração com membrana de poliétersulfona para o tratamento de águas brutas, foi constatado em todos os casos a drástica diminuição nos fluxos no início do experimento, seguido por declínios de fluxos relativamente constantes. Segundo Vidal (2006), ocorre maior declínio dos valores de fluxo de permeado durante os instantes iniciais de filtração até a primeira hora de operação, com tendência a estabilização após esse período.

A retrolavagem promoveu uma recuperação de fluxo de aproximadamente 90% na MF e 95% na UF, índices estes, que decaíram para 85% e 90% respectivamente na segunda retrolavagem, o que indica aumento na colmatação das membranas a cada ciclo de filtração, mesmo com a aplicação de retrolavagens, implicando na necessidade de aumento no tempo de retrolavagens para melhora do processo. O fluxo final após 60 min de filtração permaneceu na faixa de 40-100 L/h.m^2, para UF e MF respectivamente.

Cabe ressaltar que a recuperação parcial dos fluxos para as membranas, principalmente para as de MF é explicado pelo fato de que as fibras desta, possuem maiores diâmetros de poros, então sofrem maior deformação com a pressão aplicada e formação mais rápida da camada de sólidos na superfície (BAKER, 2004). A membrana de UF recupera melhor o fluxo após a retrolavagem, pois apresenta menores tamanhos de poros, estes não são obstruídos internamente com facilidade como os da membrana de MF, (mecanismos de colmatação das membranas) a redução do diâmetro efetivo dos poros pelo acúmulo de sólidos na parede interna (adsorção). Outro fator importante pode ser o tempo e a vazão aplicados na retrolavagem, não sendo suficiente para a remoção dos sólidos (HABERT; BORGES; NOBRAGA, 2006).

Pastre (2015); utilizou MF e UF isoladamente como pós-tratamento de efluente doméstico, os dados revelaram fluxos mais altos para o processo de UF do que de MF, que corroboraram com os resultados de Bonamigo (2014), que também obteve maior fluxo na UF.

Ao contrario destes, note-se ao observar a Figura 22, que no presente estudo os maiores fluxos foram obtidos com o processo de MF, isto se deve a coagulação preliminar do efluente. Fazendo um comparativo com os resultados de fluxo encontrados por Pastre (2015) *versus* aqueles obtidos no presente estudo (Tabela 10), considerando o fluxo de partida e o fluxo após 20 min (F20) (adotado em virtude das retrolavagens), ocorre um incremento no fluxo na partida de cerca 50%, bem como, no fluxo (F20) em torno de 70% para a membrana de MF e para a para a membrana de UF esses índices são aproximadamente

25% e 50% respectivamente, na pressão de 10 kPa. Na pressão de 40 kPa o ganho de fluxo para a membrana de MF na partida é de cerca 60% e no (F20) em torno de 90%. Para a membrana de UF estes valores são de cerca 20% e 50% respectivamente.

Pressão	Fluxo PSM1	Fluxo CQ + PSM2	Membrana
10 (kPa)	Partida – 75 (L/h.m2) (F20) – 25 (L/h.m2)	Partida – 150 (L/h.m2) (F20) – 90 (L/h.m2)	MF
40 (kPa)	Partida – 100 (L/h.m2) (F20) – 16 (L/h.m2)	Partida – 250 (L/h.m2) (F20) – 150 (L/h.m2)	MF
10 (kPa)	Partida – 90 (L/h.m2) (F20) – 32 (L/h.m2)	Partida – 120 (L/h.m2) (F20) – 60 (L/h.m2)	UF
40 (kPa)	Partida – 165 (L/h.m2) (F20) – 50 (L/h.m2)	Partida – 200 (L/h.m2) (F20) – 115 (L/h.m2)	UF

Tabela 10 - Comparação de fluxos PSM versus CQ+PSM para o efluente sanitário em estudo

Fonte: O autor

1PSM – Processo Separação Membranas 2CQ + UF – Coagulação Química + Processo de Separação Membrana

Freire e Montanhes (2015) realizaram pós-tratamento de efluente sanitário de uma ETE com Reator Anaeróbio de Manto de Lodo e Fluxo Ascendente (RALF) utilizando micro e ultrafiltração O processo foi operado com pressão de 50 kPa, membrana de MF - 0,4 µm e de UF 50 KDa de cut-off. Os resultados de fluxo médio de permeado foram na ordem de 40 L/h.m^2 para UF e 65 L/h.m^2 na MF, fluxos inferiores ao encontrados neste trabalho para ambas as membranas, com maior pressão de operação.

Ihab e Mohd (2014) utilizaram esgoto doméstico tratado coletado de uma Estação de Tratamento de Águas Residuais, na Arábia Saudita, para alimentação de um sistema de microfiltração de fibras ocas com 0,2 µm de tamanho de poro nominal e com a área total da membrana igual a 0,011m^2, configurações similares as empregadas neste estudo (Quadro 7 - Características das membranas utilizadas), empregando pressões transmembranares de 20 à 40 kPa, atingindo valores de fluxo de permeado na ordem de 100-150 L/h.m^2 em ciclo de 20 min de filtração, valores que corroboram aos encontrados nesta pesquisa, além de atingir uma turbidez de 1 NTU, valor internacionalmente aceitável para água de reúso.

Pelegrin (2004) aplicou a microfiltração tangencial no tratamento terciário de um efluente doméstico tratado pelo processo de lodos ativados, trabalhando também com coagulação prévia do efluente com dosagens de cloreto férrico e sulfato de alumínio, com intuito de avaliar a influência dos coagulantes na vazão do permeado, atingindo um fluxo de 262,50 L/h.m2 ao final do ensaio no tempo de 60 min com cloreto férrico e 242,05 L/h.m2 com o sulfato de alumínio. O melhor fluxo encontrado para MF foi cerca de 10% superior ao encontrado neste estudo, todavia as condições operacionais adotadas, (pressão de

transmembranar de 100 kPa e velocidade tangencial de 1,4 m/s) foram expressivamente superiores.

Tendo em vista as rejeições encontradas para as membranas de MF e UF em ambas as pressões, pode-se afirmar que ambas as membranas são ótimas para a rejeição de materiais coloidais presentes no efluente, visto que, o material suspenso foi previamente removido por coagulação. Todavia, a seleção da melhor condição para aplicabilidade do processo é função do melhor fluxo, da maior remoção e do menor custo, fatores que devem ser levados em consideração na avaliação (HABERT; BORGES; NOBREGA, 2006).

Os dados apresentados mostram que as maiores eficiências de remoção ocorreram com a membrana de UF, contudo, estes valores não foram expressivamente superiores aos encontrados na MF, que por sua vez, apresentou fluxo de permeado superior, principalmente quando aplicado vácuo de 40 kPa. Cabe salientar que o emprego de menores pressões implica em menores custos, com isso, a utilização da pressão de 10 kPa, que apresentou bons resultados de eficiência de remoção é mais viável economicamente. Todavia, o presente estudo busca alcançar a maior qualidade do efluente final para a redução nos ricos na pratica do reúso e seu enquadramento em classes superiores.

A coagulação prévia do efluente associada a retrolavagem produziu efeito benéfico, traduzido ao processo em ganho de fluxo pela redução da matéria orgânica e consequentemente da ocorrência de polarização de concentração e colmatação nas membranas ao longo da filtração.

Sendo assim, para a etapa final do trabalho foi selecionado para testes adicionais o processo de coagulação com sulfato de alumínio (200 mg/L) seguida de ultrafiltração na pressão de 40 kPa, como mais adequado frente ao fluxo e as eficiências de remoção de contaminantes por este alcançadas.

4 I DESEMPENHO DA FLOCO-SEDIMENTAÇÃO SEGUIDA DE UF

De pose das rejeições e fluxos encontrados para as membranas de MF e UF em ambas as pressões e definido qual a melhor condição experimental, realizaram-se na etapa final do trabalho a ampliação na quantidade de análises laboratoriais no afluente e efluente final, bem como, o ensaio de longa duração, onde foram realizados 7 ciclos de filtração com duração de 60 minutos cada, seguido de uma retrolavagem de 2 minutos com vazão de permeado de 30 L/h e aeração constante com vazão de ar de 60 L/h , (otimizados em razão das observações preliminares) sendo colhidas amostras compostas do permeado para as análises laboratoriais.

A Figura 25 apresenta o ensaio de longa duração aplicado a membrana de UF. Os picos da curva representam o fluxo permeado antes e depois de executar os processos de retrolavagem, onde pode-se observar um comportamento estável com recuperação de fluxo após retrolavagem entre 90 e 95%. O fluxo de partida ficou próximo a 200 L/h.m^2, decaindo

em torno de 35% ao longo de cada ciclo. Lee et al. (2008) obteve em seus experimentos com membranas de UF, sob várias condições de pré-tratamento do efluente, redução do fluxo do permeado entre 25% e 55%, dependendo do tratamento prévio recebido pelo efluente antes da filtração, dados que corroboram com os encontrados.

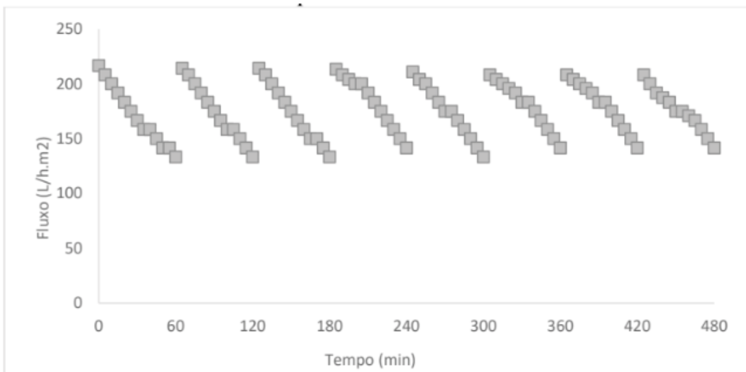


Figura 25 - Fluxo de permeado obtido nos ensaios combinando coagulação e ultrafiltração a pressão de 40 kPa

Fonte: O autor

Mesmo incrustação reversível é preocupante, dado o seu impacto nos ciclos de funcionamento, com perda de permeabilidade que afeta a produtividade. Pode-se argumentar que um atributo de uma água de alimentação é uma boa filtrabilidade (isto é, filtração com baixa perda de permeabilidade), com a hipótese de que boa filtrabilidade está relacionada com a reduzida incrustação irreversível (AMY, 2008).

Em resumo, pode-se concluir que as partículas depositadas na camada superficial da membrana foram removidas por forças de hidrodinâmicas. Além disso, podemos especular que a acumulação da camada é um processo contínuo, enquanto que a remoção da camada por forças hidrodinâmicas ocorre somente removendo grandes aglomerados. Entretanto, mais evidências sistemáticas devem ser investigadas em pesquisas futuras.

A retrolavagem aliada a aeração constante da membrana mostrou-se eficiente na recuperação do fluxo a cada novo ciclo de filtração. Raffin; Germain; Judd, (2012) mostraram que que a incrustação irreversível média depende tanto do fluxo como do intervalo de retrolavagem, enquanto que a incrustação reversível depende aparentemente apenas do fluxo. Portanto, neste caso a adoção de um fluxo sustentável é mais apropriado para o controle e otimização do processo do que o fluxo crítico, onde intervalos de retrolavagem mais curtos permitiriam intervalos mais longos entre as limpezas químicas, devido à supressão de incrustações reversíveis.

Portanto, a experiência de filtração de longo prazo evidenciou que a realização de retrolavagens periódicas e aeração constante na membrana de ultrafiltração submersa,

utilizada no pós-tratamento de esgoto por processos combinados de coagulação-ultrafiltração, inferiu sobre a colmatação permitindo a desobstrução parcial dos poros da membrana e a obtenção de fluxo permeado sustentável em ciclos de operação de maior duração o que potencializa sua aplicação em escala real, contribuindo na viabilidade de projetos desta natureza.

Para atestar a qualidade final do permeando realizou-se a comparação entre os parâmetros do permeado obtido após o pós-tratamento aplicado, versus padrões de reúso propostos por orientações nacionais (FIESP, 2005) e internacionais (EPA, 2012) dos Estados Unidos e (MARM, 2007) da Espanha (Tabela 11). Concedeu-se ênfase ao enquadramento do efluente segundo os tipos de reúso urbano, visto que, esta linha de pesquisa tem aprofundado e destacado seus estudos neste viés de reúso. Além disso é importante salientar que o enfoque em reúso urbano é crucial para a minimização da escassez dos recursos hídricos que abastecem grades aglomerados populacionais.

Parâmetro	**Alimentação (BRUTO)**	**Permeado (CQ + UF)**	**R (%)**	**N° dados**	**EPA (2012)**			**(%) A**	**MARM (2007)**			**(%) A**	**FIESP (2005)**				**(%) A**
	Média	**Média**			**A**	**B**	**C**		**D**	**E**	**F**		**1**	**2**	**3**	**4**	
pH	7,3±0,07	7,2±0,06	-	9	6-9	6-9	6-9	100%	-	-	-	-	6-9	6-9	6-9	6-7	100%
Cor (Hz)	75,9± 11,5	7,8±0,5	90%	9	-	-	-	-	-	-	-	-	≤ 10	-	≤ 30	-	-
Turbidez (UT)	65,0±6,5	1,6±0,6	97%	9	≤ 2	-	≤ 2	88,8%	≤ 2	≤ 10	88,8%	-	≤ 2	-	≤ 5	-	88,8%
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	29,3±6,5	0,4±0,1	99%	9	-	≤ 30	-	-	≤ 10	≤ 20	≤ 30	100%	≤ 5	≤ 30	≤ 20	-	100%
Matéria Orgânica (mg/L)	26,0±5,4	4,5±0,6	83%	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Demanda Química Oxigênio (mg/L)	183,3± 35,1	29,0±6,0	84%	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Demanda Bioquímica Oxigênio (mg/L)	36,6±8,1	6,9±1,7	81%	9	≤ 10	≤ 30	≤ 10	100%	-	-	-	-	≤ 10	≤ 30	≤ 20	≤ 75	100%
Fósforo Total (mg/L)	4,6±0,8	0,6±0,1	86%	9	-	-	-	-	-	-	≤ 2	100%	-	-	-	≤ 1	77,7%

Nitrogênio Total (mg/L)	21,7±2,4	13,4±1,2	38%	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5-30	-	100%
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	16,5±1,9	8,7±2,2	47%	9	-	-	-	-	-	-	-	-	≤ 20	-	-	-	100%
Óleos e Graxas (mg/L)	4,8±1,38	< 1	99%	9	-	-	-	-	-	-	-	-	≤ 1	≤ 1	-	-	100%
Coliformes Totais (NMP/100 ml)	$4{,}7 \times 10^2 \pm 19 \times 10^1$	ND	100%	9	ND	-	ND	100%	ND	ND	-	100%	ND	-	-	≤ 100	100%
Coliformes Termotolerantes (NMP/100 ml)	$2{,}2 \times 10^2 \pm 9 \times 10^1$	ND	100%	9	ND	≤ 200	ND	100%	ND	≤ 200	≤ 1000	100%	ND	≤ 200	≤ 1000	-	100%

Notas:

R (%) – Eficiência de Remoção alcançada pelo tratamento
ND – Não Detectado

(%) A – Percentual de Atendimento à norma
A – Reúso Urbano Irrestrito;

B – Reúso Urbano Restrito;

C – Reúso p/ Recreação Irrestrita;

D – Reúso Residencial (rega jardins, descarga sanitária);

E – Reúso p/ Serviços (rega zonas verdes urbanas, sistema contra incêndio, limpeza de ruas, lavagem de veículos)

F – Reúso Recreação Restrita ao Público;

1 – Classe 1: Descarga de bacias sanitárias,lavagem de pisos, fins ornamentais, lavagem deroupas e de veículos;

2 – Classe 2 de reúso: Lavagem de agregados, preparação de concreto, compactação do solo e controle de poeira;

3 – Classe 3 de reúso: Irrigação de áreas verdes e rega de jardins;

4 – Classe 4 de reúso: Resfriamento de equipamentos (torres de resfriamento);

Tabela 11 – Valores médios da caracterização do efluente de alimentação e do permeado e comparação com orientações e normas para reúso

Ao analisar a Tabela 11, nota-se que as rejeições alcançadas pelo processo acoplado de coagulação ultrafiltração foram elevadas, excetuando-se o paramento nitrogênio total e amoniacal, em que as rejeições foram menores que 50%. Isso pode ser explicado observando-se que a concentração de nitrogênio total e amoniacal são muito próximas, o que evidencia que quase em sua totalidade o nitrogênio está na forma de amônia que não é comumente removida pelos processos de pós-tratamento empregados. Rejeições de SST, cor e turbidez acima de 95% foram atingidas, pode-se afirmar que o pós-tratamento foi notável na remoção de materiais suspensos. Excelentes rejeições de materiais dissolvidos presentes na matéria orgânica, DBO, DQO e fósforo entre 80 e 90% e efetiva retenção de

microrganismos de modo que não houve presença de coliformes totais e termotolerantes no permeado.

Como é observado, não existe valores de referência para verificar alguns dos parâmetros de qualidade analisados. No entanto, os regulamentos/diretrizes existentes para reutilização geralmente são baseados em risco. Os riscos para a saúde associados com microrganismos patogênicos e constituintes químicos são ambos abordados. As diretrizes de reúso também geralmente abordam os controles apropriados e as precauções de segurança implementadas nas áreas onde a água recuperada não potável é usada (por exemplo, sinais de aviso, tubos codificadas por cores, dispositivos de controle de conexão cruzada). Adicionalmente, as diretrizes podem incluir considerações de qualidade da água que não estão relacionadas com a saúde pública ou a proteção ambiental, mas são importantes para o sucesso de aplicações de reutilização não potáveis específicas como por exemplo, irrigação e arrefecimento industrial (EPA, 2004).

Considerando-se os padrões de qualidade para reúso indicados pela EPA (2012), MARM (2007) e pela FIESP (2005), percebe-se que o permeado resultante do processo de pós-tratamento acoplado de coagulação ultrafiltração atende perfeitamente aos requisitos estabelecidos para todos os tipos e classes de reúso urbano contidos nestas normas, enquadrando-se dentro das classes mais restritivas frente aos parâmetros cor, turbidez, SST, DBO, DQO, nitrogênio, óleos e graxas e coliformes.

Tratando-se especificamente de cada normativa, de acordo com a EPA (2012) foram alcançadas as recomendações de cor, turbidez, sólidos suspensos, DBO e coliformes, para o reúso urbano restrito e irrestrito do efluente, onde a ausência de coliformes fecais é prioritária devido à exposição dos usuários. O controle da DBO evita a proliferação de microrganismos e cheiro desagradável, devido ao processo de decomposição, bem como, o controle de nitrogênio e fósforo para evitar a proliferação de algas e filmes biológicos, que podem formar depósitos em tubulações, peças sanitárias, reservatórios e tanques. Sólidos dissolvidos totais definidos em função de valores recomendados para lavagem de roupas e veículos. Este conjunto de parâmetros associados permite a pratica do reúso urbano, todavia, pode haver ainda precauções singulares para cada uso em específico já que cada estado americano tem legislação própria e autonomia, sendo a EPA um guia para a gestão ambiental que examina a oportunidade de substituir água potável por água de reúso, onde a qualidade de água potável não é requerida.

Para o MARM (2007), o permeado atingiu os objetivos de turbidez, sólidos suspensos e fósforo total para todos os propósitos, incluindo: irrigação de áreas verdes, limpeza de ruas, proteção contra incêndios, lavagem de veículos e usos recreativos. No entanto, para além dos parâmetros mostrados, é necessária a quantificação de *Legionella spp* e nematóides intestinais se houver risco de dispersão em aerossol.

Segundo a FIESP (2005) avaliando os resultados, nota-se que a sinergia obtida pela coagulação e ultrafiltração produziu um efluente com qualidade para reúso de Classe 1

(qualidade mais restritiva), que compreende a descarga de bacias sanitárias, lavagem de pisos para fins ornamentais (chafarizes, espelhos de água etc.); lavagem de roupas e de veículos etc, oportunizando uma gama grande de perspectivas de reutilização.

Os resultados atingidos são promissores para outras modalidades de reúso como por exemplo: reúso industrial para torres de resfriamento, trocadores de calor e demais equipamentos onde a água não entra em contato direto com o produto, além de lavagens de pisos e agregados, bem como, para reúso agrícola na irrigação de cultivares, sejam eles consumidos crus ou não, tendo em vista que os coliformes termotolerantes foram totalmente removidos. A necessidade clara de se ampliar as análises laboratoriais principalmente de metais que estão compreendidos nas normativas para reúso na irrigação, além disso, outras diretrizes internacionais de avaliação estimam a qualidade microbiológica através da avaliação de E. Coli, todavia, os parâmetros analisados são importantes balizadores e indicadores de qualidade para todos os tipos ou classes de reutilização de águas.

Países como Israel, México e Austrália que já praticam o reúso há anos e possuem leis e normas para regulamentar essa atividade. Enquanto Israel formulou a Lei da Água em 1959, só em 1997 o Brasil lançou sua primeira regulamentação, a NBR 13.696 (BRASIL, 1997). De acordo com Libhaber (2012), o reúso de água é praticado em Israel desde 1963, sendo tratada como política pública para a gestão de recursos hídricos no país. O esgoto é tratado e reutilizado na atividade agrícola (83% do esgoto gerado tratado é reutilizado). A Lei 5719 de 1959, conhecida como Lei da Água, propõe que toda a água, independentemente de estar em território público ou privado, é controlada pelo Estado.

São diversas as regulamentações na Austrália, presentes no Guidelines For Environmental Management (EPA, 2003). Outros países da América do Sul como o Chile, produziu sua legislação mais completa em 2000, (DGNIT-COPANIT 24-99), bem como, o México, (NOM-001- SEMARNAT-1996 e NOM-003-SEMARNAT-1997).

O uso eficiente de água foi contemplado, no ano de 2019, com acréscimo consistente no arcabouço normativo de referência.

Foram publicadas novas normas ABNT:

- ABNT NBR 16782:2019 – Conservação de água em edificações – Requisitos, procedimentos e diretrizes e
- ABNT NBR 16783:2019 – Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações

Documentos que, em conjunto com a norma:

- ABNT NBR 15527:2019 – Água de chuva – aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis – Requisitos cuja revisão foi publicada em abril de 2019, embasam a aplicação dos conceitos de conservação e substituição de fontes de água em edificações.

Em 2017, a Resolução n° 01, da Secretaria do Estado de Saúde, do Meio Ambiente

e de Saneamento e Recursos, disciplinou o reúso direto não potável para fins urbanos de estações de tratamento (SÃO PAULO, 2017).

No Ceará, também em 2017, o Conselho Estadual do Meio Ambiente (COEMA) do Ceará aprovou a Resolução n° 02, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, estabelece também modalidades e parâmetros específicos para o reúso externo de efluentes sanitários. (CEARÁ, 2017)

A criação de normas para reúso no Brasil vem sendo discutida há muito tempo, mas o desenvolvimento tecnológico tardio, aspectos culturais, burocracia e a falta de organização política no desenvolvido um arcabouço legal para tratar do tema, foram fatores limitantes para a criação destas, nutrindo um atraso gigante difícil de mensurar em comparação com qualquer país europeu. A possibilidade de utilização de normas internacionais ainda é uma opção, porém elas devem ser avaliadas com critério para aplicação no país, pois utilizar normas muito restritivas, não instigam e inviabilizam a prática do reúso, assim como, normas genéricas não asseguram condições de seguridade para implantar programas de reúso.

Cidades do país com graves problemas de disponibilidade e demanda de água já adotaram e adotam medidas para o reúso de água. A segurança do procedimento deste reúso fica resguardada, havendo diretrizes ou especificações claras. A existência de normas como as anteriormente citadas ou mesmo legislação específica para reúso de água são de extrema importância para segurança dos usuários quanto a exposição e garantia da qualidade da água de reúso. A normatização deve contribuir ainda para a adequação (prédios, casas, empresas, etc.) e implantação de toda infraestrutura urbana (condutos, redes de tubulações, etc.) necessárias a pratica do reúso.

Portanto, com a disponibilidade de normas para reúso, certamente haverá maior segurança, confiabilidade, agilidade e melhoria na comunicação entre as partes interessadas no reúso (cidadão, empresa e governo) que buscam no reúso uma fonte alternativa visando à economia e preservação de recursos hídricos.

5 I MEV

A Figura 23 mostra imagens da microscopia eletrônica de varredura da membrana de UF antes do experimento e após experimento. No detalhe visualiza-se uma camada de incrustação na ordem de 20mm a 40 mm de torta depositada após o experimento, mostrando que, mesmo com a coagulação a montante, a incrustação ocorre. A camada de torta não estava uniformemente distribuída em toda a superfície de todas as fibras da membrana, semelhante a observação de Chu e Li (2005) em seu trabalho.

As pesquisas são enfáticas ao abordar o **fouling** ou incrustação como maior problema em processos com membranas (MENG et al., 2009; DREWS, 2010; LAI; CHOU; YEH, 2015). A incrustação da membrana resulta na redução gradativa do fluxo de permeado ou em aumento da pressão transmembrana dependendo do modo de funcionamento. Então

o controle de incrustação reversível e irreversível da membrana é de grande importância para o funcionamento sustentável a longo prazo (MENG et al., 2009; PETER-VARBANETS et al., 2011).

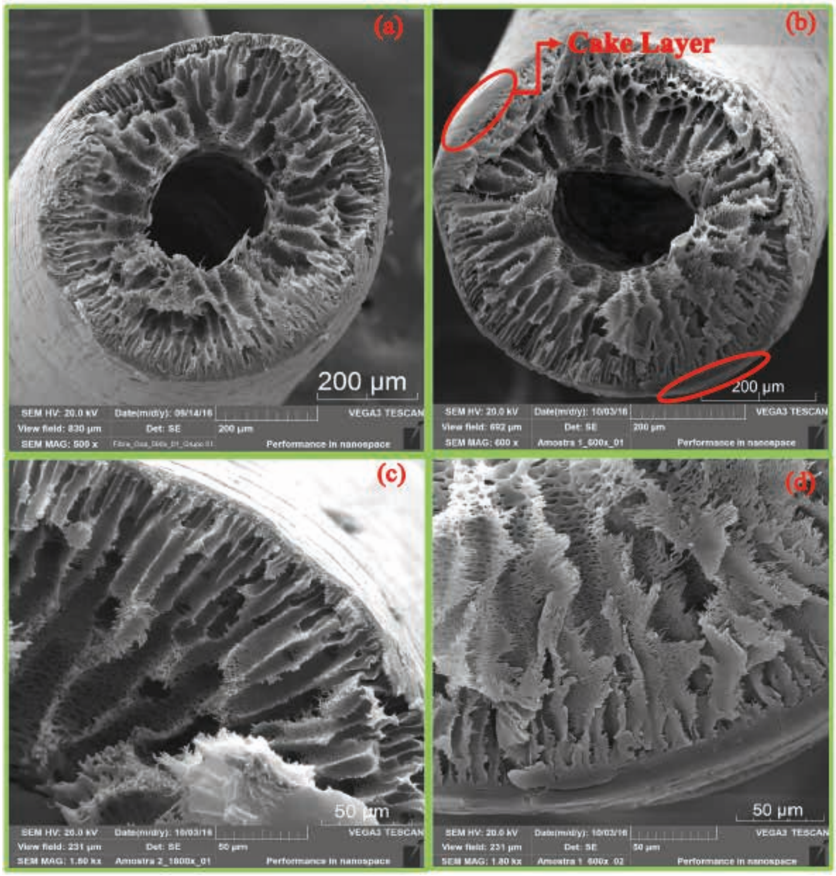


Figura 23 - Imagens MEV seção frontal membrana de UF: (a) e (c) Membrana antes do uso / (b) e (d) Membrana após o uso

Fonte: O autor

A incrustação em membranas surge por uma balanço de forças, em que a força de arraste retira solutos próximos à membrana, enquanto que o fluxo permeado força esses solutos contra a superfície da membrana, e por forças de Van der Waals e interações eletrostáticas, estabilizadas na presença de compostos orgânicos, levam à incrustação (DU et al., 2017).

O espectro EDX da superfície externa e da camada de torta contida na membrana de UF (Figura 24) aponta a presença de frações inorgânicas de alumínio e ferro em baixos percentuais. São residuais da coagulação com $FeCl_3$ e $Al_2(SO_4)_3$ que estão presentes

na incrustação formada e corroboram com Moon et. al (2009) e Lee; Kim, (2012), que observaram formação incrustação devido a presença de coagulante residual. Além destes, frações de silício associadas ao oxigênio formando silicatos minerais, devido a concentração de sólidos na camada de torta.

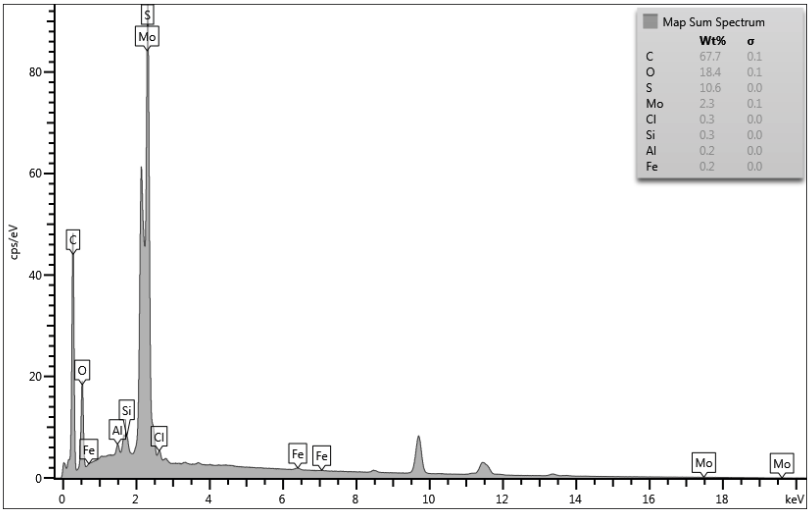


Figura 24 – Análise EDX da membrana de UF após uso.

Fonte: O autor

Observa-se também presença de cloro em baixo percentual oriundo da limpeza química efetuada com hipoclorito ao termino das filtrações, é necessário cautela no emprego de limpezas químicas, já que diversos autores observaram que geralmente ocorre uma degradação do material da membrana induzindo uma diminuição das propriedades de tensão, um aumento na permeabilidade à água pura e uma modificação da capacidade de adsorção da membrana aumentando consequentemente a incrustação irreversível .Há presença majoritária dos constituintes integrantes do material da membrana (carbono, oxigênio e enxofre), que podem estar associados também a presença de frações orgânicas e biofouling. Além destes foi encontrada a presença de molibdênio, possivelmente contaminação oriunda de filtrações de efluente de marmorearia, já que a membrana foi empregada em outras pesquisas dessa natureza.

Quanto as frações orgânicas, para serem analisadas de forma precisa em amostras da membrana em estudo, seriam necessários outros métodos, como FTIR, cromatografia de exclusão de tamanho e espectroscopia de massa.

Para obter um melhor entendimento sobre as características de incrustação da membrana de ultrafiltração em configuração submersa devido a NOM`s fraccionadas, utilizando água superficial, Zularisam et al., (2007) realizou análises de ATR-FTIR que

revelaram que os componentes hidrofílicos tais como as substâncias semelhantes a polissacáridos, compostos alcoólicos e amida alifática de grupos de proteínas, como os materiais responsáveis por cobrirem a superfície da membrana. As análises morfológicas usando MEV indicaram que ocorrem diferentes mecanismos de incrustação para as fontes de NOM associadas as diferenças nas distribuições dos constituintes, variações estruturais e mecanismos de remoção de NOM.

Lai; Chou; Yeh, (2015) estudaram os efeitos do pré-tratamento da coagulação com várias dosagens alumínio na remoção de NOM de águas superficiais e no controle de incrustação do processo subsequente de ultrafiltração com membrana de PVC e AC.Os compostos orgânicos dissolvidos foram caracterizados por cromatografia de exclusão de tamanho de alta performance com detectores ultravioleta (UV/vis) e de COD. Os resultados mostraram que o pré-tratamento da coagulação pode reduzir o declínio do fluxo da membrana UF removendo parte da NOM. A cromatografia revelou que a membrana de PVC removeu principalmente a fração de biopolímero de NOM e pequenas porções de substancias húmicas, enquanto que a membrana de AC, além de biopolímeros, também removeu alguns dos ácidos de baixo peso molecular mais hidrofílicos.

CONCLUSÕES

O processo integrado de pós-tratamento para efluente sanitário proporcionou significativas eficiências, gerando permeado que atende a padrões para reúso nas classes mais restritivas, constitui-se como uma importante ferramenta de gestão dos recursos hídricos.

Os resultados denotam que a floco-sedimentação utilizando sulfato de alumínio teve melhor desempenho. A UF apresentou desempenho superior em comparação a MF em termos de remoção, obtendo melhor eficiência global. O sistema integrado de floco-sedimentação com UF promoveu rejeições de SST, cor e turbidez acima de 95%. Foram atingidas excelentes rejeições de matéria orgânica; (DBO, DQO) e fósforo entre 80% e 90% e efetiva retenção de microrganismos, permitindo reúso em classes mais restritivas sugeridas pela FIESP, bem como, foram atingiu-se qualidade recomendada por padrões internacionais da Agência de Proteção Ambiental dos EUA e do Ministério de Meio Ambiente e Marinho da Espanha. Essa qualidade permite o reúso urbano restrito e irrestrito na irrigação de áreas verdes, limpeza de ruas, proteção contra incêndios, lavagem de roupas e veículos, descargas de bacias sanitárias e usos recreativos. A floco-sedimentação integrada com MF alcançou índices de remoção próximos ao de UF, exceto para coliformes, que por sua vez pode ser resolvido com posterior cloração do efluente, oportunizando também a prática do reúso com maior viabilidade econômica. Os processos conjugados de coagulação e separação por membranas, podem produzir água de excelente qualidade para reúso, desde que o efluente submetido ao pós-tratamento apresente qualidade razoável.

A combinação de processos de coagulação e separação por membranas apresentou resultados oportunos e benéficos na produção de água para reúso, o que pode auxiliar a reduzir o déficit causado pelo uso de recursos hídricos em centros urbanos.

SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS

a. Proceder ensaios em processo continuo de floco-sedimentação e separação por membrana;

b. Proceder ensaios longa duração, visando determinar intervalos para limpeza química e estimativa de custos inerentes a este processo, bem como, relativos a vida útil das membranas;

c. Testar outros tipos de membranas (formas, configurações e materiais);

d. Desenvolver novos estudos para utilização, reutilização ou destinação do concentrado, resultante do processo de separação por membranas;

e. Prover ampliação de escala, com implementação dos processos de floco-sedimentação e separação por membranas para reúso de esgoto tratado por lagoas de estabilização, com levantamento de custos (energia, insumos e equipamentos) para aplicação em escala real.

REFERÊNCIAS

ABDESSEMED, D.; NEZZAL, G. Treatment of primary effluent by coagulation-adsorption- ultrafiltration for reuse. **Desalination**, [s.l.], v. 152, p. 367–373, mar. 2002.

ABDESSEMED, D.; NEZZAL, G. Tertiary treatment of a secondary effluent by the coupling of coagulation-adsorption-ultrafiltration for reuse. **Desalination,** [s.l.], v. 175, n. 1, p.135-141, mai. 2005.

AMY, G. Fundamental understanding of organic matter fouling of membranes. **Desalination,** v. 231, n. 1–3, p. 44–51, 2008.

ANG, W. L., MOHAMMAD, A. W., BENAMOR, A., HILAL, N., LEO, C. P. A review on the applicability of integrated/hybrid membrane processes in water treatment and **desalination** plants. Desalination, [s.l.], v. 363, p.2-18, mai. 2015.

ANG, W. L., MOHAMMAD, A. W., BENAMOR, A., HILAL, N., LEO, C. P. Hybrid coagulation–NF membrane process for brackish water treatment: Effect of antiscalant on water characteristics and membrane fouling. **Desalination**, [s.l.], v. 393, p.144-150, set. 2016.

APHA/AWWA/WEF. Stardard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th ed, Washington, D.C., 2005, USA.

ARNALDOS, M; PAGILLA, K. Effluent dissolved organic nitrogen and dissolved phosphorus removal by enhanced coagulation and microfiltration. **Water Research,** [s.l.], v. 44, n. 18, p.5306-5315, out. 2010.

ASANO, T.; LEVINE, A. D. Wastewater Reclamation, Recycling and Reuse: Past, Present and Future. **Water Science and Technology,** Vol. 33, p 10-11, 1996.

ASANO, T. LEONG, L. Y. C.; RIGBY M. G.; SAKAJI R. H. Evaluation of wastewater California reclamation criteria using enteric vírus monitoring data. **Water Science and Technology,** vol.26, no 7-8, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9648: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário**. Rio de Janeiro, 1986.

AWWA. **Reverse osmosis and nanofiltration.** 1 ed. Denver, CO, American Water Works Association, 1998.

BACARIN, L. I. P. **Pós-tratamento físico químico de efluente sanitário para remoção de fósforo**. 2011. 100 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia: Infraestrutura e Meio Ambiente). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo. 2011.

BAKER, R. W., **Membrane Technology and Applications**, 2 ed., John Wiley& Sons, 2004.

BARBOSA, I. L. **Avaliação de processos de separação por membranas para geração de águas de reúso em um centro comercial.** 2009. 109 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

BASILE, A.; CASSANO, A.; RASTOGI. **Advances in membrane technologies for water treatment: materials, processes and applications.** 1 ed. Sawston, Cambridge – UK: Woodhead Publishing of Elsevier, 2015.

BONAMIGO, M. **Microfiltração e ultrafiltração para pós-tratamento de efluente de estação de tratamento de esgoto para reúso doméstico não potável.** 2014. 112 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia: Infraestrutura e Meio Ambiente). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2014.

BRIÃO, E. **Eletrocoagulação seguida de ultrafiltração para pós-tratamento de esgoto para reúso urbano não potável.** 2015. 89 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia: Infraestrutura e Meio Ambiente). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2015.

CEARÁ. Conselho Estadual de Meio Ambiente (COEMA) do Ceará. Resolução n° 02, de 02 de fevereiro de 2017, que dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. 2017.

CHEN, Y.; DONG, B. ZHI; GAO, N. YUN; FAN, J. CHU. Effect of coagulation pretreatment on the fouling of ultrafiltration membrane. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, n. 3, p. 278–283, 2007.

CHEN, X.; DENG, H. Removal of humic acids from water by hybrid titanium-based electrocoagulation with ultrafiltration membrane processes. **Desalination**. v. 300, p. 51-57, 2012.

CHERNICHARO, C.A.L. **Tratamento de esgotos e produção de efluentes adequados a diversas modalidades de reúso da água**. In: Tratamento de e Utilização de Esgotos Sanitários. PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

CHERYAN, M. **Ultrafiltration and microfiltration handbook**. 2 ° ed. Boca Raton: CRC. Press. 1998.

CHON, K.; CHO, J.; KIM, S. J.; JANG, A. The role of a combined coagulation and disk filtration process as a pre-treatment to microfiltration and reverse osmosis membranes in a municipal wastewater pilot plant. **Chemosphere,** v. 117, n. 1, p. 20–26, 2014.

CHON, K.; CHO, J.; SHON, H. K. A pilot-scale hybrid municipal wastewater reclamation system using combined coagulation and disk filtration, ultrafiltration, and reverse osmosis: Removal of nutrients and micropollutants, and characterization of membrane foulants. **Bioresource Technology**, v. 141, p. 109–116, 2013.

CHU, H.P.; LI, X.Y. Membrane fouling in a membrane bioreactor (MBR): sludge cake formation and fouling characteristics. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 90, p. 323-331, 2005.

CROOK, J. Regulatory Aspects of Direct Potable Reuse in California. **National Water Research Institute.** Fountain Valley, California, 2010.

DA SILVA, J. C. **Desenvolvimento de processo integrado utilizando processos de separação por membrana e adsorção em carvão ativado para o tratamento de água associada à produção de petróleo**. 2010. 142 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Instituto Alberto Luiz Coimbra De Pós-Graduação e Pesquisa De Engenharia (COPPE) da Universidade Federal Do Rio De Janeiro. Rio de Janeiro, 2010.

DE ASSIS, R. S. S. **Remoção de Microcystis Aeruginosa e Microcistinas por flotação por ar dissolvido – estudo em escala de bancada utilizando sulfato de alumínio e cloreto férrico como coagulantes.** 2006. 137 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade de Brasília, Brasília, DF, setembro, 2006.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, D. A. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. 2.ed. v.1, São Carlos: Rima, 2005.

DIALYNAS, E.; DIAMADOPOULOS, E. Integration of immersed membrane ultrafiltration with coagulation and activated carbon adsorption for advanced treatment of municipal wastewater. **Desalination**. v.230, p.113-127, 2008.

DIAMADOPOULOS, E.; MEGALOU, K., GEORGIOU, M.; GIZGIS, N.; 2007. Coagulation and precipitation as post-treatment of anaerobically treated primary municipal wastewater. **Water Environmental Research**. v. 79, p.131-139, 2007

DIEL, J. L. **Caracterização funcional de membranas cerâmicas de micro e ultrafiltração.** 2010. 105 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química: Processos de Separação). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre – RS, 2010.

DREWS, A. Membrane fouling in membrane bioreactors. Characterization, contradictions, cause and cures. **Journal of Membrane Science** v.363, p.1–28, 2010.

DU, X., QU, F. S., LIANG, H., LI, K., BAI, L. M., LI, G. B. Control of submerged hollow fiber membrane fouling caused by fine particles in photocatalytic membrane reactors using bubbly flow: Shear stress and particle forces analysis. **Separation and Purification Technology,** v. 172, p. 130–139, 2017.

EPA (Environment Protection Agency). **Guidelines for Environment Management**: Use of Reclaimed water. Publication 464.2. EPA, Victoria, Junho, 2003.

EPA. Environmental Protection Agency. **Guidelines for water reuse**. United States Enviromental Protection Agency, U.S Agency for International Development: Cincinnati – OH: USEPA, 2004.

EPA. Environmental Protection Agency. **Guidelines for water reuse**. United States Enviromental Protection Agency, U.S Agency for International Development: Washington, D.C, 2012.

FABRETI, A. A. **Pós-tratamento de efluente de lagoa de estabilização através de processo físico-químico**. 2006. 179 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo – SP. 2006.

FAN, L., NGUYEN, T., RODDICK, F. A., HARRIS, J. L. Low-pressure membrane filtration of secondary effluent in water reuse: Pre-treatment for fouling reduction. **Journal of Membrane Science,** v. 320, n. 1–2, p. 135–142, 2008.

FAPPI, D. A. **Micro e ultrafiltração como pós-tratamento para o reúso de efluentes de abatedouro e frigorífico de suínos**. 2015. 126 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais) Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2015

FARIA; O. L. V. **Remoção de fósforo de efluentes da parbolização de arroz por absorção biológica estimulada em reator em batelada sequencial (RBS) associada à precipitação química.** 2006. 91 f. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia Agroindustrial) Universidade Federal de Pelotas, Pelotas – RS, 2006.

FERRARI, F. F; PEREIRA, A.S; SOUZA, E.T.C; LIMA, M.R.P; GONÇALVES, R.F. Pós-Tratamento do Efluente de Lagoa Facultativa Primaria Através da Utilização de Coagulantes Metálicos e Polímeros. In XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2005, Mato Grosso do Sul. **Anais**... ABES; Campo Grande/MS, 2005.

FIESP – Federação das Indústrias do Estado de São Paulo. **Manual de conservação e reúso de água na indústria.** Rio de Janeiro, 2006. 32p. Disponível em:< http://www.firjan.org.br/lumis/portal/file/fileDownload.jsp?fileId=4028808120E98EC70121222C66745337>. Acesso em 03 set. 2015.

FREIRE, I. L.; MONTANHES, B. Pós-Tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito fluidizado (RALF) por microfiltração e ultrafiltração. In XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. 2015, Brasília. **Anais**...ABRH, Segurança Hídrica e Desenvolvimento Sustentável; Brasília-DF, 2015.

GAO, W., LIANG, H., MA, J., HAN, M., CHEN, Z. LIN, HAN, Z. SHUANG, LI, G. BAI. Membrane fouling control in ultrafiltration technology for drinking water production: A review. **Desalination**, v. 272, n. 1–3, p. 1–8, 2011.

GUALBERTO, F.F. **Otimização de processos de precipitação química na remoção de fósforo de esgotos sanitários mediante a utilização de sais de ferro como coagulante.** 2009. 143 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) - Escola Politécnica da USP, São Paulo - SP, 2009.

GRAHAM, N.; FANG, G.; GEOFFREY, F.; MARK, W. Characterization and coagulation performance of a tannin-base d cationic polymer: A preliminary assessment. Colloids and Surfaces. **Physicochemical Engineering Aspects**, vol. 3, p. 9–16, 2008.

GEMAGE, N. P.; CHELLAM, S. Aluminum electrocoagulation pretreatment reduces fouling during surface water microfiltration. **Journal of Membrane Science.** v. 379, p. 97-115, 2011.

GIRARD, B.; FUKUMOTO, L. R. Membrane processing of fruit juices and beverages: a review. **Critical Reviews in Food Science and Nutrition**, v. 40, n. 2, p. 91-157, 2000.

GOELLNER, E. **Estudo para reúso de efluentes de estações de tratamento de esgoto na irrigação.** 2010. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia: Infraestrutura e Meio Ambiente). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2010.

HABERT, A.C.; BORGES, C. P.; NOBREGA, R. Escola Piloto em Engenharia Química: **Processos de Separação por Membranas.** Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE) – Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, 2006.

HAJIBABANIA, S., ANTONY, A., LESLIE, G., & LE-CLECH, P. Relative impact of fouling and cleaning on PVDF membrane hydraulic performances. **Separation and Purification Technology,** v. 90, p. 204–212, 2012.

HATT, J. W.; GERMAIN, E.; JUDD, S. J. Precoagulation-microfiltration for wastewater reuse. **Water Research**, v. 45, n. 19, p. 6471–6478, 2011.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. **Revista Bahia Análise & Dados**, Salvador, v.13, n. especial, 2003.

HOFS B.; OGIER J.; VRIES D.; BEERENDONK E.F.; CORNELISSEN E.R. Comparison of ceramic and polymeric membrane permeability and fouling using surface water. **Separation and Purification Technology**. v.79, p. 365–374, 2011

IHAB, S.; MOHD, D. Studying flux decline in hollow fiber microfiltration unit using domestic wastewater. **Research Journal of Recent Sciences,** v. 3, p. 71-76, 2014.

ISRAEL. LEY 5719-1959. Water Law. Disponível em: <http://www.mfa.gov.il/mfa/pressroom/1998/pages/the%20water%20law%20of%201959.asp>. Acesso em: 05 ago. 2015.

IUPAC, Reino Unido. Compendium of Chemical Terminology for membrane processes. **International Union of pure applied chemistry**. Gold Book. v. 233, p. 1622. 2014.

JAYAPRAKASH, K., TYAGI, V.K., KAZMI, A.A., KUMAR, A. Post treatment of UASB reactor effluent by coagulation and flocculation process. **Environmetal Progress.** v. 26, p. 164-168, 2007.

JIN, Z.; GONG, H.; WANG, K. Application of hybrid coagulation microfiltration with air backflushing to direct sewage concentration for organic matter recovery. **Journal of Hazardous Materials**, v. 283, p. 824–831, 2015.

JORDÃO E. P; PESSOA C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** 6 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

JUDD, S. **Membrane Technology.** p. 13-75. In: JUDD, S. and JEFFERSON, B. Membranes for industrial wastewater recovery and re-use. Elsevier, 2003, 628 p.

KIM, H-C. In-line coagulation with quaternary amine polymer prior to microfiltration of humic-rich water. **Journal of Colloid and Interface Science.** v.459, p. 151-159, 2015.

KIMURA, M., MATSUI, Y., SAITO, S., TAKAHASHI, T., NAKAGAWA, M., SHIRASAKI, N., MATSUSHITA, T. Hydraulically irreversible membrane fouling during coagulation-microfiltration and its control by using high-basicity polyaluminum chloride. **Journal of Membrane Science**, v. 477, p. 115–122, 2015.

KONIECZNY, K. Coagulation-ultrafiltration system for river water treatment. **Desalination**, v. 240, n. 1–3, p. 151–159, 2009.

KUMAR, R.; ISMAIL. A. F. Fouling control on microfiltration/ultrafiltration membranes: effects of morphology, hydrophilicity, and charge. **Journal of Applied Polymer Science.** v. 42042, p. 1-20, 2015.

KWEON, J. H.; HUR, H-W.; SEO, G- T.; JANG, T-R.; PARK, J-H.; CHOI, K. Y.; KIM, H. S. Evaluation of coagulation and PAC adsorption pretreatment for a surfasse water in Korea: a pilot study. **Desalination.** v. 249, p. 212-216, 2009.

LAI, C. H.; CHOU, Y. C.; YEH, H. H. Assessing the interaction effects of coagulation pretreatment and membrane material on UF fouling control using HPSEC combined with peak-fitting. **Journal of Membrane Science**, v. 474, p. 207–214, 2015.

LEE, K.; WU, R. Simulation of resistance of cross-flow microfiltration and force analysis on membrane surface**. Desalination**, n. 233, p. 239-246, 2008.

LI, N. N., FANE, A. G., HO, W. S. MATSURA, T. **Advanced Membrane Technology and Applications.** New Jersey. John Wiley & Sons, Inc. 2008.

LIBHABER, M. Experiência do reúso de água em Israel. [diapositivos]. 1º Simpósio Internacional de reúso de água, Curitiba. p.123. 2012.

LIU, T., CHEN, Z. L., YU, W. Z., SHEN, J. M., GREGORY, J. Effect of two-stage coagulant addition on coagulation-ultrafiltration process for treatment of humic-rich water. **Water Research**, v. 45, n. 14, p. 4260–4268, 2011.

LOPES, M. A; **Avaliação de diferentes coagulantes para remoção de sólidos por flotação e sedimentação de água residuária de uma indústria metalomecânica.** 2011. 192 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

MARGUTI, A. L.; FILHO, S. S. F.; PIVELI, R. P.; Otimização de processos físico-químicos na remoção de fósforo de esgotos sanitários por processo de precipitação química com cloreto férrico. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** v.13, nº 4, p. 395-404, 2008.

MARM - MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO. **Guía para la aplicación del R.D. 1620/2007 por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.** Madrid: MARM, 2010

MENEGAZ, R. C; **Remoção físico-química do fósforo por floco-sedimentação aplicado ao pós-tratamento de efluente de abatedouro avícola.** 2011. 64 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2011.

MENG, F., CHAE, S. R., DREWS, A., KRAUME, M., SHIN, H. S., YANG, F. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. **Water Research**, v. 43, n. 6, p. 1489–1512, 2009.

METCALFE, D., JARVIS, P., ROCKEY, C., JUDD, S. Pre-treatment of surface waters for ceramic microfiltration. **Separation and Purification Technology,** v. 163, n. May, p. 173–180, 2016.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering – treatment and reuse**. 4 ed. New York: McGraw Hill, 2003.

MIERZWA, J. C.; HESPANHOL, I. **Água na indústria: uso racional e reúso,** São Paulo: Ed. Oficina de Textos, 2005.

MIERZWA, J. C. **O uso racional e o reúso como ferramenta para o gerenciamento de águas e efluentes na indústria – estudo de caso da Kodak Brasileira**. 2002. 185f. Tese (Engenharia Hidráulica e Sanitária), Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

MOON, J., KANG, M. S., LIM, J. L., KIM, C. H., PARK, H. D. Evaluation of a low-pressure membrane filtration for drinking water treatment: pretreatment by coagulation/sedimentation for the MF membrane. **Desalination,** v. 247, n. 1–3, p. 271–284, 2009.

MULDER, M. **Basic Principles of Membrane Technology**. Netherlands: Kluwe rAcademic Publishers. 1996.

NAIR, A. T.;AHAMMED, M. M. CThe reuse of water treatment sludge as a coagulante for post-treatment of UASB reactor treating urban wastewater**.Journal of Cleaner Production**. v. 96, p. 272-281, 2015.

NUNES, J. A. **Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais**. 4. ed. Sergipe – SE: Andrade, 2004.

NUVOLARI, A; TELLES, D.D; RIBEIRO, J.T; MIYASHITA, N.J; RODRIGUES, R.B; ARAUJO, R. **Esgoto sanitário: coleta transporte tratamento e reúso agrícola**. São Paulo – SP: Edgard Blücher, 2003.

OLADOJA N. A. Headway on natural polymeric coagulants in water and wastewater treatment operations. **Journal of Water Process Engineering**. v.6, p. 174-192, 2015.

PARK, P. KYU, LEE, C. HAK, CHOI, S. J., CHOO, K. H., KIM, S. H., YOON, C. H. Effect of the removal of DOMs on the performance of a coagulation-UF membrane system for drinking water production. **Desalination**, v. 145, n. 1–3, p. 237–245, 2002.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada.** 2001. 213 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO – **PMSB: Relatório do Diagnóstico**. Secretaria Municipal de Meio Ambiente. Passo Fundo, 2014.

PLANO NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO – **PLANSAB.** Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília, 2013.

PELEGRIN, D. C. **Microfiltração tangencial de efluente doméstico após tratamento biológico.** 2004. 112 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

PETER-VARBANETS, M. Mechanisms of membrane fouling during ultra-low pressure ultrafiltration. **Journal of Membrane Science**, v. 377, n. 1–2, p. 42–53, 2011.

PINNEKAMP, J.; FRIEDRICH H. **Municipal water and waste management: Membrane technology for wastewater treatment.** Aachen: FIW Verlag, 2006:

PIVELI, R. P. **Tratamento de esgotos sanitários**. São Paulo: Escola Politécnica da USP, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, 2004.

PIVELI, R. P.; KATO M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2006.

PUSPITASARI, V., GRANVILLE, A., LE-CLECH, P., CHEN, V. Cleaning and ageing effect of sodium hypochlorite on polyvinylidene fluoride (PVDF) membrane. **Separation and Purification Technology**, v. 72, n. 3, p. 301–308, 2010.

QIN, J. J., MAUNG, H. O., LEE, H., KOLKMAN, R. Dead-end ultrafiltration for pretreatment of RO in reclamation of municipal wastewater effluent. **Journal of Membrane Science,** v. 243, n. 1–2, p. 107–113, 2004.

REMY, M.; POTIER, V.; TEMMINK, H.; RULKEMS, W. Why low powdered activated carbon addition reduces membrane fouling in MBRs. **Water Research**. v.44, p. 861-867, 2010.

RICHTER, C.A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo: Edgard Blucher, 2009.

RODRIGUES, R. S. **As dimensões legais e institucionais do reúso de água no Brasil: proposta de regulamentação de reúso no Brasil**. 2005. 177 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

ROJAS-SERRANO, F.; PÉREZ, J. I.; GÓMEZ, M. Á. Comparative study of in-line coagulation and/or ozonization pre-treatment for drinking-water production with spiral-wound ultrafiltration membranes. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification,** v. 105, p. 21–29, 2016.

RONG, H.; GAO, B.; LI, J.; ZHANG, B.; SUN, S.; WANG, Y.; YUE, Q.; LI, Q. Floc characterization and membrane fouling of polyferric–polymer dual/composite coagulants in coagulation/ultrafiltration hybrid process. **Journal of Colloid and Interface Science**. v. 412, 39-45, 2013.

SANTOS, H. R; **Coagulação/precipitação de efluentes de reator anaeróbio de leito expandido e de sistema de lodo ativado precedido de reator UASB, com remoção de partículas por sedimentação ou flotação.** 2006. 207 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

SÃO PAULO. Resolução conjunta SES/SMA/SSRH nº 01, de 28 de junho de 2017. 2017.

SILVA, L.P. de A. **Utilização de membranas no pós-tratamento de esgoto para reúso do permeado e aproveitamento do concentrado**. 2014. 128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2014.

SÁNCHEZ, A. S. **Combining submerged membrane technology with anaerobic and aerobic wastewater treatment.** 2013. 216 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química e Ambiental) Universidade de Santiago Compostela, Espanha, 2013.

SCHNEIDER, R. P; TSUTIYA, M. T. **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reúso**. 1 ed. São Paulo: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.

SILVA, R. G. L. **Estudo dos Mecanismos de Formação e de Inibição da Incrustação por Sulfato de Cálcio em Processos de Nanofiltração**. 2012. 206 f. Tese (Doutorado – Departamento de Engenharia de Materiais) Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

SPERLING, M.V. **Introdução à qualidade das águas e o tratamento de esgotos**. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

SPERLING, M. V.; **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias:** Introdução à qualidade das águas e o tratamento de esgotos. 3 ed. v. 1 UFMG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, MG, 2005.

TELLES, D. D; COSTA, R. H. P. G. Reúso da água: conceitos, teorias e práticas. 2 ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2010.

TELI, A.; ANTONELLI, M.; BONOMO, L.; MALPEI, F. MBR fouling control and permeate quality enhancement by polyaluminium chloride dosage: a case study. **Water Science and Technology.** v. 66, p. 89-95, 2012.

TYAGI, VINAY KUMAR, KHAN, ABID ALI, KAZMI, A. A. AND CHOPRA, A. K. Enhancement of coagulation flocculation process using anionic polymer for the post treatment of UASB. **Science and Technology.** v.45, p. 626 – 634, 2010.

VIDAL, C.M.S.; CAMPOS, J.R. Coagulação associada à microfiltração para o tratamento avançado de esgoto sanitário. **Ambiência - revista do setor de ciências agrárias e ambientais.** v. 5, n. 1, Jan./Abr. 2009.

VIDAL, C. M. S. **Avaliação da microfiltração tangencial como alternativa de tratamento avançado de efluente gerado em sistema de tratamento de esgoto sanitário constituído de reator UASB seguido de tanque de aeração.** 2006. 193 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil-Hidráulica e Saneamento) Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

WANG, S.; LIU, C.; LI, Q. Impact of polymer flocculants on coagulation-microfiltration of surface water. **Water Research**, v. 47, n. 13, p. 4538–4546, 2013.

WANG, Y.; MAO, R.; WANG, Q.; YANG, Z.; GAO, B.; ZHAO, Y. Fulvic acid removal performance and control of disinfection by-product formation potential in coagulation–ultrafiltration process. **Desalination.** v. 302, p. 55-64, 2012.

XIAO, P.; XIAO, F.; ZHANG, W.; ZHAO, B.; WANG, D. Insight into the combined colloidal-humic acid fouling on the hybrid coagulation microfiltration membrane process: the importance of aluminum. **Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects.** v. 461, p. 98-104, 2014.

XU, W.; GAO, B.; MAO, R.; QINYAN, Y .Influence of floc size and structure on membrane fouling in coagulation–ultrafiltration hybrid process:The role of Al13 species. **Journal of Hazardous Materials,** vol.193, p. 249–256, 2011.

XU, W.; GAO, B. Effect of shear conditions on floc properties and membrane foulingin coagulation/ ultrafiltration hybrid process: The significance of Alb species. **Journal of Membrane Science**. v. 415, p. 153-160, 2012.

XU, W.; YUE, Q.; GAO, B.; DU, B. Impacts of organic coagulant aid on purification performance and membrane fouling of coagulation/ultrafiltration hybrid process with different Al-based coagulants. **Desalination**. v. 363, p. 126-133, 2015.

YOSHIDA, F. Remoção de matéria orgânica e fósforo de efluente de tratamento anaeróbio por processo físico-químico. 2005. 189 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento) Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

ZHANG, H.-F.; SUN, B.-S.; ZHAO, X.-H., GAO, Z.-H. Effect of ferric chloride on fouling in membrane bioreactor. **Separation and Purification Technology**. v. 63, p. 341-347, 2008.

ZHAO, S.; GAO, B.; YUE, Q.; SUN, S.; SONG, W.; JIA, R. Influence of Enteromorpha polysaccharides on variation of coagulation behavior, flocs properties and membrane fouling in coagulation–ultrafiltration process. **Journal of Hazardous Materials.** v. 285, p. 294-303, 2015.

ZHU, B.; CLIFFORD, D. A.; CHELLAM, S. Virus removal by iron coagulation-microfiltration. **Water Research**, v. 39, n. 20, p. 5153–5161, 2005.

ZULARISAM, A. W. The effects of natural organic matter (NOM) fractions on fouling characteristics and flux recovery of ultrafiltration membranes. **Desalination**, v. 212, n. 1–3, p. 191–208, 2007.

APÊNDICE

A – TESTES DE TUKEY ENSAIOS PRELIMINARES

Cell No.	Teste de tukey Demanda Química de Oxigênio							
	Conc. (mg/L)	Tipo de Coagulante	{1} 63,666	{2} 75,327	{3} 74,011	{4} 77,080	{5} 74,802	{6} 78,308
1	200	1		0,001316	0,004034	0,000379	0,002034	0,000226
2	200	2	0,001316		0,992524	0,973175	0,999913	0,797806
3	240	1	0,004034	0,992524		0,778312	0,999355	0,473697
4	240	2	0,000379	0,973175	0,778312		0,921936	0,994573
5	280	1	0,002034	0,999913	0,999355	0,921936		0,673656
6	280	2	0,000226	0,797806	0,473697	0,994573	0,673656	

Cell No.	Teste de Tukey Matéria Orgânica							
	Conc. (mg/L)	Tipo de Coagulante	{1} 44,368	{2} 45,711	{3} 46,010	{4} 52,130	{5} 48,548	{6} 57,056
1	200	1		0,999991	0,999977	0,962301	0,997729	0,770096
2	200	2	0,999991		1,000000	0,983354	0,999659	0,839932
3	240	1	0,999977	1,000000		0,986523	0,999802	0,853900
4	240	2	0,962301	0,983354	0,986523		0,998931	0,995016
5	280	1	0,997729	0,999659	0,999802	0,998931		0,945120
6	280	2	0,770096	0,839932	0,853900	0,995016	0,945120	

Cell No.	Teste de Tukey Cor							
	Conc. (mg/L)	Tipo de Coagulante	{1} 54,122	{2} 74,194	{3} 44,086	{4} 70,251	{5} 34,767	{6} 67,742
1	200	1		0,005923	0,326284	0,032881	0,008102	0,092068
2	200	2	0,005923		0,000212	0,958265	0,000158	0,751497
3	240	1	0,326284	0,000212		0,000516	0,401877	0,001295
4	240	2	0,032881	0,958265	0,000516		0,000161	0,994344
5	280	1	0,008102	0,000158	0,401877	0,000161		0,000171
6	280	2	0,092068	0,751497	0,001295	0,994344	0,000171	

Cell No.	Teste de Tukey Turbidez							
	Conc. (mg/L)	Tipo de Coagulante	{1} 67,181	{2} 77,220	{3} 63,707	{4} 74,131	{5} 54,054	{6} 71,042
1	200	1		0,075415	0,902707	0,352484	0,011952	0,857823
2	200	2	0,075415		0,009424	0,938144	0,000174	0,474978
3	240	1	0,902707	0,009424		0,060524	0,093543	0,298915
4	240	2	0,352484	0,938144	0,060524		0,000291	0,938144
5	280	1	0,011952	0,000174	0,093543	0,000291		0,001176
6	280	2	0,857823	0,474978	0,298915	0,938144	0,001176	

Quadro 9 – Resultados dos testes de Tukey para os parâmetros DQO, MO, Cor e Turbidez na etapa preliminar de coagulação-floculação.

Fonte: O autor

B – TABELAS ESTATÍSTICAS ANÁLISES PRELIMINARES

Coagulante	Dosagem de coagulante (mg/L)	Eficiência de remoção DQO (%)	Eficiência de remoção MO (%)	Eficiência de remoção COR (%)	Eficiência de remoção TURB. (%)
$FeCl_3$	200	63,66±1,25[(a)]	44,37±12,77[(a)]	54,12±4,83[(b)(c)]	67,18 ±5,69[(b)]
	240	74,01±5,47[(b)]	46,01±13,73[(a)]	44,09±7,22[(b)]	63,71±6,85[(a)(b)]
	280	74,80±5,17[(b)]	48,55±16,03[(a)]	34,77±10,24[(a)]	54,05±6,23[(a)]
$Al_2(SO_4)_3$	200	75,32±2,43[(b)]	45,71±12,15[(a)]	74,19±3,70[(d)]	77,22±1,48[(c)]
	240	77,08±0,81[(b)]	52,13±12,95[(a)]	70,25±5,54[(d)]	74,13±1,48[(b)(c)]
	280	78,31±1,25[(b)]	57,06±13,53[(a)]	67,74±6,88[(c)(d)]	71,04±3,86[(b)(c)]

Tabela 12 – Valores médios das variáveis de resposta frente à variação de concentração de coagulante nos ensaios de coagulação-floculação

Fonte: O autor

(a) Em uma mesma coluna, índices iguais representam iguais valores encontrados pela comparação estatística de médias

Membrana	Pressão (kPa)	Remoção DQO (%)	Remoção MO (%)	Remoção Cor (%)	Remoção Turbidez (%)
MF	10	84,36±0,74[(a)]	74,79±0,14[(a)]	82,08±0,71[(a)]	87,64±1,41[(a)]
UF	10	86,99±1,12[(a)]	77,77±0,29[(b)]	87,10±2,83[(a)]	96,91±0,1[(a)]
UF	40	86,46±0,75[(a)]	77,47±0,15[(b)]	86,38±0,72[(a)]	94,59±0,71[(a)]
MF	40	85,41±2,23[(a)]	75,08±0,30[(a)]	82,80±1,41[(a)]	88,42±0,71[(a)]

Tabela 13 - Valores médios das variáveis de resposta frente à variação pressão nos ensaios de coagulação-microfiltração e coagulação-ultrafiltração

Fonte: O autor

(a) Em uma mesma coluna, índices iguais representam iguais valores encontrados pela comparação estatística de médias.

Parâmetro	Efeito	SS	MS	F	P	R^2
DQO	**Membrana**	0,624100	0,624100	9,23225	0,202412	0,98342
	Pressão	3,385600	3,385600	50,08284	0,089365	
	Erro	0,067600	0,067600			
MO	**Membrana**	0,087025	0,087025	3481,0	**0,010789**	0,99999
	Pressão	7,209225	7,209225	288369,0	0,001186	
	Erro	0,000025	0,000025			
COR	**Membrana**	0,00000	0,00000	0,00000	1,000000	0,97273
	Pressão	18,49000	0,51840	35,66744	0,105617	
	Erro	0,51840	0,00000			
TURB.	**Membrana**	0,59290	0,59290	0,24678	0,706478	0,96162
	Pressão	59,59840	59,59840	24,80683	0,126142	
	Erro	2,40250	2,40250			

Tabela 14 - Análise de variância para rejeição de DQO, MO, cor e turbidez em confronto com o tipo membrana e pressão como variáveis independentes

Fonte: O autor

Legenda:

SS: Soma dos Quadrados

F: Estatística de Fisher

R^2: Coeficiente de Correlação

MS: Quadrado médio

P: Valor p

DQO: Demanda Química de Oxigênio

MO: Matéria Orgânica

MF: Microfiltração

UF: Ultrafiltração

LUCAS FERNANDO FABRO - Possui graduação em Engenharia de Produção Mecânica pela Universidade do Oeste de Santa Catarina, (2014), mestrado em Engenharia Civil e Ambiental na Universidade de Passo Fundo, (2017) e doutorado em Engenharia e Tecnologia de Materiais pela Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (2022), na linha de pesquisa materiais e processos para mitigação e controle de impactos ambientais. Seus interesses incluem Tecnologias Limpas, Produção mais Limpa, Processos de Separação por Membranas e Compósitos com Grafeno. http://lattes.cnpq.br/0364926655937179.

VANDRÉ BARBOSA BRIÃO - Professor de dois Programas de Pós-Graduação (Engenharia Civil e Ambiental e Ciência e Tecnologia de Alimentos) da Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo. Leciona nos cursos de graduação em Engenharia de Alimentos, Engenharia Ambiental e Engenharia Quimica. Coordenou projetos de pesquisa com financiamento da FAPERGS e CNPq. Engenheiro de Alimentos pela Fundação Universidade Federal do Rio Grande (1997), Mestre (2000) e Doutor (2007) em Engenharia Química pela Universidade Estadual de Maringá. Atualmente é professor titular da Universidade de Passo Fundo. Experiência em laticínios, tratamentos de resíduos da agroindústria e processos com membranas. Desenvolve projetos na área de processos de separação por membranas com apoio do CNPq e Fapergs e em parceria com empresas, sendo Bolsista de Produtividade em Desenvolvimento Tecnológico do CNPq. http://lattes.cnpq.br/0376063926138318. https://orcid.org/0000-0001-7081-8674

FLOCO-SEDIMENTAÇÃO
seguida de processos de
SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS
para tratamento de efluentes de lagos de estabilização visando o reuso

www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br
@atenaeditora
www.facebook.com/atenaeditora.com.br

Atena
Editora
Ano 2023

FLOCO-SEDIMENTAÇÃO
seguida de processos de
SEPARAÇÃO POR MEMBRANAS
para tratamento de efluentes de lagos de estabilização visando o reuso

www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br
@atenaeditora
www.facebook.com/atenaeditora.com.br

Atena Editora
Ano 2023